



Les instruments d'évaluation des impacts sur la biodiversité : entre aménagement du territoire et conservation : Le cas des grands projets ferroviaires

Jean-Christophe Vandeveld

► To cite this version:

Jean-Christophe Vandeveld. Les instruments d'évaluation des impacts sur la biodiversité : entre aménagement du territoire et conservation : Le cas des grands projets ferroviaires. Architecture, aménagement de l'espace. Université d'Orléans, 2014. Français. NNT : 2014ORLE1147 . tel-01343195

HAL Id: tel-01343195

<https://theses.hal.science/tel-01343195>

Submitted on 7 Jul 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

***ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES DE L'HOMME ET DE LA
SOCIÉTÉ***

LABORATOIRE CEDETE

THÈSE présentée par :
Jean-Christophe VANDEVELDE

soutenue le : **dix octobre 2014**
pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université d'Orléans**

Discipline/S spécialité : Géographie, aménagement, environnement

**Les instruments d'évaluation des impacts sur
la biodiversité : entre aménagement du
territoire et conservation**
Le cas des grands projets ferroviaires

THÈSE dirigée par :

Laurent TOUCHART	Professeur, Université d'Orléans
Catherine AUBERTIN	Directrice de recherche, IRD

RAPPORTEURS :

Valérie BOISVERT	Professeure assistante, Université de Lausanne, Suisse
Marc MORMONT	Professeur, Université de Liège, Belgique

JURY :

Denis COUVET	Professeur, MNHN
Estienne RODARY	Chargé de recherche, IRD
Samuel BRUNET	Responsable d'unité « Performance et développement durable », Réseau ferré de France

Table des matières

Liste des figures	5
Liste des encadrés	5
Remerciements	7
Liste des acronymes	9
 Introduction générale : conserver la biodiversité en aménageant le territoire.	
Le rôle de l'évaluation environnementale	11
1. Question et hypothèse de recherche	11
2. Contexte et problématique	13
3. Comment aborder la conservation de la biodiversité ? Propositions de changement d'approche	18
4. Le cas d'étude : la prise en compte de la biodiversité dans les grands projets d'infrastructure	25
5. Le matériau et les méthodes : entretiens et observation des pratiques	27
6. Le plan retenu	31
 Partie I : une brève histoire de l'évaluation environnementale et de la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement. Une approche par les régimes	
Introduction	34
Chapitre I : Une approche par les régimes	36
1. La dynamique de l'évaluation environnementale : une lecture par les régimes	36
2. Quatre thèmes pour l'analyse de l'évaluation environnementale	37
Chapitre II : deux régimes de l'évaluation environnementale et de prise en compte de la biodiversité : régime « pionnier » et régime « institutionnalisé »	47
1. La production des connaissances	50
2. Les formes de coopération	62
3. L'évolution des formes de risque	68
4. Les formes de gouvernementalité	70
Conclusion de la partie I	79
 Partie II : Les instruments dans l'activité d'évaluation des impacts sur la biodiversité	
Introduction	81
Chapitre I : le cadre d'analyse. Une approche par les instruments	83
1. Les approches par les instruments	84
2. Les instruments et leurs effets	87
Chapitre II : la construction et l'usage d'un instrument d'évaluation des impacts sur la biodiversité : le cas de la méthode de choix de tracé de moindre impact environnemental	89
Introduction	89
1. Description de l'outil	90
2. La conception de l'outil : dispositif institutionnel et acteurs en présence ...	93
3. Choix des objectifs, des variables et des critères de hiérarchisation	96
4. Les effets de l'outil d'évaluation multicritères : réduire le risque institutionnel	100
Conclusion	103

Conclusion de la partie II.....	105
Partie III: un instrument de l'évaluation environnementale soumis à controverse : les mesures compensatoires	106
Introduction.....	107
Chapitre I : les instruments d'évaluation environnementale à l'épreuve des controverses. Le cas des compensations	108
1. Qu'est-ce qu'une controverse ?.....	108
2. Comment analyser une controverse ?	109
3. Qui participe à la controverse ?.....	110
4. Instruments et controverses.....	111
5. L'instrument compensation	111
Chapitre II : le projet de Ligne à grande vitesse Sud Europe Atlantique (LGV-SEA) Tours-Bordeaux (Etude de cas I)	114
1. Le contexte du projet : objectifs, historique, paysages traversés et acteurs impliqués.....	114
2. La biodiversité, du débat préalable à la scission du projet en deux parties	119
3. Le projet SEA 1 : l'absence de controverses	121
4. Le projet SEA 2 : émergence d'une controverse	127
Conclusion	150
Chapitre III : le projet de Contournement ferroviaire de Nîmes et Montpellier (CNM).....	152
1. Le contexte du projet : objectifs, historique, paysages traversés et acteurs impliqués.....	152
2. Une controverse autour de la biodiversité.....	161
Conclusion	185
Conclusion de la partie III.....	186
Partie IV: de nouveaux instruments pour un nouveau régime d'évaluation environnementale	191
Introduction.....	192
Chapitre I: le marché au secours des compensations ?	194
Chapitre II : de la biodiversité remarquable à la biodiversité ordinaire. Quels effets sur l'évaluation environnementale ?	202
1. Biodiversité ordinaire : enjeux écologiques	203
2. La biodiversité ordinaire à la lumière des normes des sciences de la conservation	205
3. Biodiversité ordinaire. Quel compromis pour quel consensus social ?.....	210
4. La biodiversité ordinaire dans l'évaluation environnementale des projets d'aménagement	217
Conclusion	221
Chapitre III : Les caractéristiques d'un nouveau régime d'évaluation environnementale.....	223
1. Registre de la connaissance : des espèces et espaces menacés à la biodiversité ordinaire	223
2. Registre de la coopération.....	225
3. Registre du risque	228
4. Registre de la gouvernementalité.....	228
Conclusion de la thèse	230

Bibliographie	234
Annexe 1 : le contrat CIFRE : du sujet de thèse à l'objet d'étude	245
Annexe 2 : différentes visions de la nature	248
Annexe 3 : liste des personnes interrogées	253
Annexe 4 : les publications en sciences de la conservation	255

Liste des figures

Figure 1 : Plan de la thèse	33
Figure 2 : La biodiversité dans l'évaluation multicritères d'un grand projet d'infrastructure.....	91
Figure 3 : Exemple d'une carte de synthèse des enjeux territoriaux en vue du choix d'un tracé au sein d'une zone de passage de 1 km de large.	93
Figure 4 : Carte de la LGV SEA et des espaces naturels traversés.....	116
Figure 5 : Évolution quantitative des mesures compensatoires selon les moments-clés de la controverse	148
Figure 6: Carte du projet CNM et des espaces naturels traversés	
Figure 7 : Complémentarité des espèces menacées et de la biodiversité ordinaire quant aux trois critères normatifs des sciences de la conservation, selon un schéma ternaire	209
Figure 8 : Les compartiments de l'environnement dans le cadre de l'évaluation environnementale et du processus d'élaboration d'un projet d'aménagement	218
Figure 9 : L'approche par la biodiversité ordinaire rend les thématiques de l'environnement plus poreuses en prenant en compte les dynamiques socio-écologiques du territoire.....	219

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les caractéristiques des deux régimes de l'évaluation environnementale	80
Tableau 2 : Les principales différences entre les deux controverses étudiées	187
Tableau 3 : Valeurs des espèces menacées et de la biodiversité ordinaire dans les différents ordres de justification	217
Tableau 4 : Les caractéristiques des trois régimes de l'évaluation environnementale	229

Liste des encadrés

Encadré 1 : Les grands principes de l'évaluation environnementale	50
Encadré 2 : Sociétés savantes, associations naturalistes et associations environnementalistes.....	54
Encadré 3 : Les différents types de zonages de protection de la biodiversité en France	74
Encadré 4 : Dynamique des populations d'outarde canepetière et d'œdicnème criard dans les Costières nîmoises	163
Encadré 5 : Les incidences significatives sur les zones Natura 2000	168

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à Catherine Aubertin et Denis Couvet, qui m'ont soutenu dès le début de l'aventure, alors que le projet de thèse était encore loin de pouvoir se concrétiser. Merci pour leur disponibilité, leurs encouragements et leurs perspectives qui ont largement guidé et constamment enrichi ce travail.

Merci à l'université d'Orléans, à son école doctorale SHS et au laboratoire CEDETE, en particulier à Laurent Touchart et à Guillaume Giroir, qui ont accepté avec bienveillance un montage administratif un peu complexe.

J'ai pu profiter du dynamisme de deux laboratoires, avec des approches bien différentes de l'objet biodiversité, les sciences de la société pour l'UMR GRED à l'IRD, et l'écologie et les sciences de la conservation pour le CESCO (ex-CERSP) au Muséum. Merci à ces deux équipes de m'avoir si chaleureusement accueilli malgré mon profil un peu atypique et ma présence à temps partiel du fait de mes engagements en entreprise. Au GRED, ma reconnaissance va en particulier à Valérie Boisvert, au CESCO à Romain Julliard, Christian Kerbirou, Isabelle Le Viol et Caterina Penone.

L'entreprise a en effet constitué la pièce charnière de cette aventure doctorale, puisque c'est Réseau ferré de France (RFF) qui m'a employé pendant presque quatre ans en tant que chargé d'études biodiversité. La Direction de la stratégie de RFF, par son ouverture sur les sujets « en émergence », m'a permis de mener à bien mon projet de thèse en m'intégrant en même temps dans la dynamique de travail des équipes en place. Je remercie tout particulièrement Véronique Wallon, Jean Faussurier et Sébastien Gourguillat pour leur accueil et leur appui. D'autres personnes m'ont particulièrement aidé, en particulier Anne Petit ainsi que Samuel Brunet, qui, par ses relectures critiques des parties de ma thèse, les aura grandement augmentées en qualité. Je voudrais également remercier toute la communauté des chargés d'environnement de l'entreprise, qui m'ont beaucoup appris sur les réalités de l'évaluation environnementale.

Je n'étais pas le seul doctorant en contrat chez RFF. Grâce au dispositif de Convention industrielle de formation par la recherche (CIFRE) du ministère de la Recherche, que je remercie également, j'ai pu rencontrer différents thésards, au premier rang desquels Juliette Maulat, avec qui j'ai pu partager certains des moments d'inquiétude et de remise en question, mais aussi de joie, typiques du parcours de doctorant.

Enfin, ma plus grande reconnaissance va à celle sans qui cette aventure doctorale n'aurait jamais vu le jour ni abouti. Pour l'inspiration et l'énergie que tu m'as transmises, pour tes idées et tes encouragements, alors même qu'il te fallait lutter sur d'autres fronts, merci Elspeth. Que cette thèse soit un jalon dans ce parcours déjà beau et riche que nous avons décidé d'accomplir en commun.

Liste des acronymes

ACB : Analyse coûts-bénéfices
AMC : Analyse multicritères
APPB : Arrêté préfectoral de protection du biotope
CDB : Convention sur la diversité biologique
CEN-LR : Conservatoire des espaces naturels du Languedoc-Roussillon
CGDD : Commissariat général au développement durable
CGEDD : Conseil général de l'environnement et du développement durable
CIL-B : Club Infrastructures linéaires et biodiversité
CNM : Contournement de Nîmes et Montpellier
COGard : Centre ornithologique du Gard
DDTM : Direction départementale des territoires et de la mer
DGPN : Direction générale de la protection de la nature
DIT : Direction des infrastructures de transport
DIREN : Direction régionale de l'environnement
DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EEA : European Environmental Agency
EES : Evaluation environnementale stratégique
EIE : Evaluation des impacts sur l'environnement
FNE : France Nature Environnement
ITTECOP : Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages (programme de recherches)
LGV SEA : Ligne à grande vitesse Sud Europe Atlantique
LNMP : Ligne nouvelle Montpellier-Perpignan
LNPN : Ligne nouvelle Paris-Normandie
LPO : Ligue pour la protection des oiseaux
MEA : Millenium Ecosystem Assessment
MNHN : Muséum national d'histoire naturelle
ONCFS : Office national de la chasse et de la faune sauvage
POCL : Paris-Orléans-Clermont-Lyon
RFF : Réseau ferré de France
SAFER : Société d'aménagement foncier et d'établissement rural
SEPANSO : Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-ouest
SIC : Site d'intérêt communautaire
SIG : Système d'information géographique
TER : Transport express régional
UICN : Union internationale pour la conservation de la nature
ZICO : Zone d'importance communautaire pour les oiseaux
ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique
ZPS : Zone de protection spéciale
ZSC : Zone spéciale de conservation

Introduction générale : conserver la biodiversité en aménageant le territoire. Le rôle de l'évaluation environnementale

1. Question et hypothèse de recherche

La question générale à laquelle la thèse tente de répondre est la suivante : quel rôle ont joué les instruments d'évaluation des impacts, habituellement regroupés sous le terme d'évaluation environnementale, dans la construction de la problématique biodiversité ? L'originalité de notre approche est de partir des instruments pour comprendre la place faite à la biodiversité et les évolutions de ses représentations, en particulier dans les politiques d'aménagement du territoire.

Nous étudions donc en détail les instruments spécifiques qui ont contribué à intégrer cette dimension de l'environnement dans les politiques d'aménagement. Néanmoins, à rebours de la vision des instruments comme simples moyens d'atteindre les objectifs fixés par certains acteurs, nous faisons ici l'hypothèse que les instruments de l'évaluation environnementale (étude d'impact, mécanismes de compensation, processus participatifs associés) sont d'une part des « coproductions », c'est-à-dire que ce sont des instruments mélangeant des éléments de science et de décisions politiques, d'arbitrages entre plusieurs intérêts et d'éléments techniques, et qu'ils ont d'autre part des effets propres qui ont largement influencé l'intégration de la biodiversité dans les politiques d'aménagement. L'absence de frontière nette entre science et politiques ne devrait pas troubler et est ici pris comme point de départ de l'analyse des politiques de conservation et d'aménagement en train de se faire.

L'étude des instruments de l'évaluation environnementale nous amènera à identifier la succession, sur une trentaine d'années, de deux grands « régimes » d'évaluation : un « régime pionnier » de l'évaluation environnementale qui laisse ensuite la place à un « régime institutionnalisé ». Nous montrerons que ce passage d'un régime à l'autre est

dû à la conjonction d'au moins quatre changements: changements dans la production des connaissances sur la biodiversité, dans les formes de coopération entre acteurs, dans les types de risque perçus, et dans les manières de « gouverner » les rapports entre aménagement et conservation.

Cependant, montrer les évolutions socio-historiques des rapports entre projets d'aménagement et biodiversité sur une grosse trentaine d'années en identifiant plusieurs régimes d'évaluation des impacts sur la biodiversité n'est pas suffisant pour répondre à la question du rôle des instruments de l'évaluation environnementale. Il s'agit aussi d'analyser les procédures et méthodes d'évaluation des impacts de manière plus fine, en nous focalisant concrètement sur leur construction, leurs usages et leurs effets sur un pas de temps correspondant aux projets d'aménagement eux-mêmes. Pour cela, nous présentons plusieurs études de cas. Un premier groupe d'études de cas concerne la méthode de sélection d'un tracé d'infrastructure ferroviaire de moindre impact pour la biodiversité. Nous verrons que cet instrument important de l'évaluation environnementale est « stabilisé », c'est-à-dire qu'il n'est actuellement plus sujet à remise en question et joue au contraire, du fait de sa forte légitimité, un rôle de rassembleur des acteurs et de réduction des conflits. Un second groupe d'études de cas concerne les méthodes de compensation des impacts des grands projets ferroviaires. Pour ces dernières, nous montrons en particulier les controverses qu'elles suscitent et les ajustements successifs à faire de la part des acteurs pour aboutir à un accord, ajustements entre ce qui relève des connaissances et ce qui relève du politique, entre ce qui est scientifique et ce qui est stratégique.

Nous adopterons enfin dans une dernière partie un point de vue plus normatif pour envisager la configuration d'un troisième régime de l'évaluation des impacts sur la biodiversité, le « régime utilitariste ». Nous montrons comment de nouvelles représentations de la biodiversité et de nouveaux instruments proposés pour sa gestion pourraient profondément modifier les façons de faire l'évaluation environnementale des grands projets, et plus largement les rapports entre aménagement et conservation de la biodiversité.

2. Contexte et problématique

La conservation de la biodiversité est devenue, en une vingtaine d'années, un objectif majeur et une politique-phare de nombreux gouvernements. Au niveau international, la Convention sur la diversité biologique (CDB) de 1992 a lancé une dynamique en faveur d'une prise de conscience des conséquences sur les écosystèmes et leurs composantes du mode de développement actuel. Cette prise de conscience s'est traduite en objectifs notamment celui pris à Johannesburg en 2002 de freiner sensiblement l'érosion de la biodiversité pour 2010, objectif lui-même décliné en stratégies déployées à différentes échelles (Walpole et al. 2009).

Au niveau européen, l'objectif des Ministres de l'environnement de l'Union, fixé dans la foulée de Johannesburg, fut encore plus ambitieux puisqu'il ne s'agissait rien de moins que d'arrêter cette érosion à l'horizon 2010. Cet objectif n'a pas été atteint. La plupart des indicateurs adoptés pour mesurer cette évolution montrent une tendance négative (EEA, 2010a) et l'évaluation du statut des habitats et espèces d'intérêt communautaire de la Directive Habitats conclut à des tendances négatives similaires (Commission européenne, 2008).

Devant l'échec reconnu par tous de l'atteinte de ces objectifs (Mace et al. 2010 ; Mooney et Mace, 2009), un nouveau cadre d'intervention a été élaboré en 2010 dans le cadre du protocole de Nagoya de la CDB, nommé « Plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 » (Secrétariat de la CDB, 2011). L'Union européenne s'en est largement inspirée pour sa nouvelle stratégie dont l'objectif principal est d' « enrayer la perte de biodiversité et la dégradation des services écosystémiques dans l'UE d'ici à 2020, assurer leur rétablissement dans la mesure du possible et renforcer la contribution de l'UE à la prévention de la perte de biodiversité » (Commission européenne, 2011).

Au niveau national, les engagements de l'Etat français dans les contextes international et européen l'ont conduit à décliner une Stratégie nationale pour la biodiversité depuis 2004, dont une version renouvelée pour la période 2011-2020. Cette nouvelle stratégie s'inscrit dans un contexte particulier suite à l'expérience du Grenelle de

l'environnement et aux deux lois qu'il a engendrées en 2009 et 2010. Celles-ci seront suivies, -conformément aux engagements du nouveau gouvernement en 2012, par une « loi-cadre sur la biodiversité », ainsi que par la création d'une Agence française de la biodiversité (Michel et Chevassus-au-Louis, 2013).

2.1. Les pressions sur la biodiversité et le rôle de l'aménagement du territoire

Les causes principales d'érosion de la biodiversité résident dans les multiples pressions exercées par les sociétés humaines. Parmi ces pressions, l'une des principales est le changement d'occupation des sols¹. A l'échelle de la planète, ce changement concerne le remplacement progressif des espaces naturels par des espaces agricoles (Lepers et al. 2005 ; MEA, 2005). Dans les pays industrialisés et notamment en Europe, ce changement touche principalement les espaces déjà cultivés, ceux-ci étant soumis à une intensification des pratiques agricoles. Les impacts de l'intensification agricole sur la biodiversité européenne sont bien documentés, par exemple pour les populations d'oiseaux (Donald, Green et Heath, 2001) ou d'amphibiens (Temple et Cox, 2009).

Un autre facteur de changement d'occupation des sols après l'agriculture est l'urbanisation, entendue comme l'extension des surfaces artificielles et des infrastructures associées. Au sein de l'Union européenne, sur la période 2000-2006, 6 200 km² ont été artificialisés (+ 3,4 %, de 186 500 km² à 192 700 km²). Cette surface artificialisée sert principalement au développement de logements et services associés (80 %), de zones industrielles et commerciales (13 %), d'activités minières, carrières et sites d'enfouissement (4 %) et d'infrastructures de transport (3 %). Au regard de la surface totale de l'Union européenne, la surface artificialisée (4 %) reste relativement modeste, en comparaison avec la surface agricole (plus de 40 %) mais enregistre la plus forte progression (EEA, 2010b). De même, le poids des infrastructures de transport parmi les causes d'artificialisation est faible. Cependant, c'est sur le plan qualitatif que

¹ Les autres pressions communément identifiées sont les changements climatiques, les espèces exotiques envahissantes, les pollutions et la surexploitation des ressources (MEA, 2005).

les effets de ce type d'aménagement doivent également s'apprécier, les infrastructures linéaires produisant des effets spécifiques sur la biodiversité (barrière, lisière, corridor biologique, etc.) qui font l'objet d'études de plus en plus nombreuses (pour une synthèse, Forman et al. 2002).

Les conséquences sur la biodiversité de ces changements d'occupation des sols sont la fragmentation des habitats et les effets induits sur la viabilité des populations animales et végétales évoluant dans ces habitats (Fahrig, 2003). Les effets de l'artificialisation sur certains compartiments de la biodiversité commencent à être bien documentés, se traduisant notamment par une uniformisation de certaines communautés d'espèces (Devictor et al. 2008 ; McKinney, 2006).

2.2. Les réponses aux pressions : les politiques de conservation

Cependant, les difficultés pour atteindre les objectifs de conservation ne tiennent pas qu'à l'ampleur sans précédent des pressions du développement sur la biodiversité. Si l'on accepte que ces objectifs sont raisonnables et atteignables, la question qui se pose est celle de l'organisation de ces politiques et de la conception d'instruments pour les mettre en œuvre. Les faiblesses de ces politiques, jugées à l'aune de leur incapacité à enrayer la disparition de nombreux écosystèmes et la spirale d'extinction de nombreuses espèces, tiennent sans doute à plusieurs causes, qu'il n'est pas aisé d'identifier. De plus en plus, néanmoins, le constat est partagé que les difficultés à atteindre les objectifs de conservation concernent finalement assez peu la biodiversité en tant que telle mais plutôt les acteurs impliqués et les choix que ceux-ci font. La reconnaissance que lors de la mise en œuvre des politiques de conservation, les rapports sociaux et leur complexité sont au centre du jeu, est maintenant assez largement admise par la communauté conservationniste, non sans difficultés et résistances cependant (Buscher et Wolmer, 2007 ; Welch-Devine et Campbell, 2010). Autrement dit, les chercheurs en sciences de la conservation semblent d'accord avec le fait que la conservation de la biodiversité n'est pas seulement une affaire biologique mais également une affaire sociale, ou, pour paraphraser Jacques Weber, que les

relations entre l'homme et la nature sont déterminées pour une grande part par la relation des hommes entre eux par rapport à la nature (Bouamrane et al. 2013).

Cependant, les chercheurs qui se rassemblent autour de l'objectif de faire avancer les connaissances scientifiques pour contribuer à la conservation de la biodiversité n'ont pas tous le même point de vue sur le contenu à donner à cette recherche sur les « relations des hommes entre eux ». Le champ des sciences de la conservation est caractérisé par plusieurs attitudes. Une partie des chercheurs tient à maintenir une frontière entre science et valeurs, entre pratique scientifique et pratique militante. Dès lors, une fois informée par la science, les politiques publiques tomberaient dans le domaine politique où les valeurs et le subjectif règnent, domaine réservé aux responsables politiques, élus ou administrateurs. Cette posture a été discutée à plusieurs reprises (Noss et al. 2012 ; Wilhere et al. 2012) et le positionnement des scientifiques de la conservation est particulièrement difficile du fait de la position d'emblée normative de la discipline, au travers de l'objectif déclaré d'une lutte contre l'érosion de la biodiversité (Scott, Rachlow et Lackey, 2008).

Cette attitude est mise en cause par d'autres, partisans d'une plus grande reconnaissance de l'imbrication des sciences dans les politiques et plus enclins à développer une science « post-normale », selon l'expression de Funtowicz et Ravetz, c'est-à-dire adaptée aux cas où « les faits sont incertains, les valeurs entrent en conflit, les enjeux sont d'importance et les décisions à prendre urgentes » (Funtowicz et Ravetz, 1991). Le développement d'une science post-normale implique notamment une extension de la communauté des pairs à certaines parties prenantes non-scientifiques mais concernées par le problème. L'une des conditions du développement d'une science post-normale ouverte à l'exploration de l'interface science-politique de la conservation est la plus grande implication des sciences sociales. Celle-ci est prônée par de nombreux biologistes de la conservation au travers notamment de l'appel à l'interdisciplinarité ou à la transdisciplinarité dans la recherche (Balmford et Cowling, 2006 ; Reyers et al. 2010) ainsi qu'à une plus grande implication des praticiens (Francis et Goodman, 2010). Cette demande de collaboration à destination des sociologues, anthropologues et autres politologues est néanmoins souvent teintée

d'instrumentalisation, la mission assignée aux sciences sociales étant la plupart du temps de résoudre les conflits sociaux grâce à des techniques de médiation des conflits, voire d'animation de groupe (Endter-Wada et al. 1998 ; Welch-Devine et Campbell, 2010). Ce rôle de facilitateur, d'ingénieur du social dans la construction des politiques de conservation, est contesté par de nombreux chercheurs en sciences sociales (Brosius, 2006).

Les contributions potentielles des sciences sociales au champ de la conservation sont pourtant très variées, allant des perspectives critiques s'attachant à déconstruire les politiques de conservation en refusant toute implication dans celle-ci, à des positions plus utilitaristes se proposant de contribuer à l'analyse des faiblesses actuelles des politiques de conservation dans le but de les améliorer.

Notre contribution se situe plutôt dans la seconde approche, en suivant l'idée que les sciences de la conservation sont par définition guidées par un objectif politique, conserver la biodiversité en péril. Cependant, notre approche consiste à prendre du recul par rapport à cet objectif en examinant la façon dont les savoirs scientifiques en écologie et en biologie de la conservation notamment sont intimement liés aux politiques qu'ils ont pour but d'orienter, c'est-à-dire la façon dont ces deux « compartiments » du monde social, la science d'une part et la politique d'autre part, sont coproduits dans un même mouvement. Les instruments mobilisés dans les politiques de conservation et d'évaluation des effets des aménagements sont un exemple d'une telle coproduction. Ils constituent un mélange de science et de décisions politiques, d'arbitrages entre plusieurs intérêts et d'éléments techniques, ces différentes dimensions de la réalité se nourrissant l'une l'autre.

C'est cette hypothèse générale, comme déjà dit au début de cette partie, qui va constituer le fil rouge de toute la thèse et que nous allons développer plus avant dans le reste de cette introduction à travers l'exposé de quelques notions-clés.

3. Comment aborder la conservation de la biodiversité ? Propositions de changement d'approche

3.1. Deux modèles dominants des rapports entre savoirs et politique

Analysant les rapports entre sciences et prise de décision, en particulier dans le domaine des risques sanitaires et environnementaux, Jasanoff a montré à partir d'une vaste étude empirique que ces rapports étaient pensés selon deux grandes approches, deux modèles qu'elle a nommés « modèle technocratique » et « modèle démocratique » (Jasanoff, 1990 ; Jasanoff, 2004).

Selon le modèle technocratique, il faudrait plus de science pour améliorer les décisions bureaucratiques, c'est-à-dire pour les rendre plus pertinentes au regard d'une certaine réalité objective, mais aussi plus neutres, au regard des risques de subjectivité des acteurs politiques. En bref, le manque de science dans les processus de décision actuels ne permet pas de rationaliser ceux-ci, un peu plus de science permettant de « simplifier » les problèmes, c'est-à-dire faciliter la distinction entre le vrai et le faux. Le recours régulier aux experts, notamment aux membres d'institutions universitaires ou de recherche, que ce soit de manière ponctuelle pour objectiver une controverse ou de manière continue lorsque ces experts accompagnent le processus de décision dans son ensemble dans le cadre de « commissions d'experts » ou de « comités scientifiques », sont la preuve de l'hégémonie du modèle technocratique (Jasanoff, 1990).

Face au modèle technocratique, s'est développé un modèle concurrent, le modèle démocratique qui s'est construit en essayant de dépasser les limites du modèle technocratique. Promu notamment par le mouvement environnemental, ce modèle entend rendre accessibles les politiques publiques à d'autres acteurs que les experts et les preneurs de décision. Depuis les années 1960, la critique de la modernisation du

monde et ses effets sur l'environnement, des dégâts locaux aux changements globaux, a donné lieu à une critique concomitante du mode de gestion des politiques publiques et plus globalement des affaires communes. Progressivement, la participation est devenue un passage obligé des problèmes d'environnement, au point d'être consacrée par une norme internationale contraignante pour ses signataires, la Convention d'Aarhus en 1998. En France, différents jalons installent la « démocratie environnementale », comme par exemple la Loi Bouchardeau de 1983 permettant au citoyen de donner son avis sur l'environnement lors des enquêtes publiques (Claeys-Mekdade, 2006 ; Van Tatenhove et Leroy, 2003). Pour beaucoup, ces nouvelles formes de gouvernance constituent des avancées d'un point de vue démocratique, en permettant à une pluralité d'acteurs d'intervenir, à des degrés divers et sous diverses formes (commissions, débats publics, jurys de citoyens), dans l'élaboration de solutions à des problèmes souvent perçus comme complexes et dès lors nécessitant l'élargissement de la communauté de la décision (Barbier et Larrue, 2011).

Certains chercheurs ont ouvertement pris parti pour ce modèle démocratique en le théorisant et en vantant les mérites, comme par exemple Callon, Lascoumes et Barthe qui voient dans les forums « hybrides » mélangeant experts et profanes un moyen de dépasser les conflits et d'enrichir une science trop abstraite, coupée des pratiques de terrains et de l'expérience concrète (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001).

Cependant, cette vision optimiste et neutre de la « bonne gouvernance » a été mise en cause par de nombreux acteurs et chercheurs, pour qui la question des politiques publiques ne peut pas se réduire à une question de gestion des processus d'action collective grâce à de nouveaux outils, fussent-ils démocratiques et participatifs. Les carences flagrantes dans la conduite de certaines politiques, pas seulement dans le domaine de l'environnement, ces dernières années en ont attesté et ont apporté une certaine désillusion quant à la portée de la participation dans le cadre de la « gouvernance démocratique » (Reed, 2008 ; Salamon, 2002).

Pour Theys, deux autres notions sœurs de celle de gouvernance sont utiles pour montrer les limites de cette dernière, la notion de « gouvernabilité » et celle de

« gouvernementalité » (Theys, 2003). La gouvernabilité met l'accent sur la singularité des situations, en opposition aux solutions universelles prônées par la gouvernance. En fonction de la spécificité des situations, des solutions peuvent facilement être trouvées ou non, ou au prix d'efforts importants. Cette spécificité de la situation peut tenir à la nature du problème, plus ou moins controversé, au nombre et à la qualité des parties prenantes et à leur capacité à s'entendre, à la faculté des principaux acteurs de trouver un compromis ou au contraire de bloquer le processus, etc. En matière d'environnement, la gouvernabilité est très souvent mal assurée ou difficile à atteindre du fait que la prise de décision se déroule en « univers controversé », c'est-à-dire dans une situation où des acteurs confrontent leurs opinions et leurs intérêts sur des problématiques pleines d'incertitudes qui dépassent les frontières institutionnelles classiques (scientifique/politique) et qui concerne des entités qui n'ont pas accès au vote, comme les êtres vivants non-humains (Godard, 1999). La notion de gouvernabilité a donc pour mérite de relativiser la gouvernance en rappelant que les processus de mise en œuvre des politiques publiques ne peuvent pas être séparés des contextes dans lesquels celles-ci s'appliquent.

Le cadre théorique de la gouvernementalité chez Michel Foucault postule que le pouvoir de gouvernement s'appuie sur la normalisation et la régulation du savoir. La gouvernementalité désigne une sorte d'art de gouverner au travers d'une forme spécifique d'exercice du pouvoir, basée sur le contrôle d'une nouvelle entité, la population, exercice possible du fait du développement de systèmes de connaissances et d'outils spécifiques apparus 18^e siècle. Foucault identifie plusieurs formes de gouvernement, de l'autorité du Prince basée sur la conquête du territoire et le prélèvement, à la gouvernementalité, basée sur l'organisation de la population et l'incitation à développer ses propriétés, notamment les productions économiques et scientifiques (Foucault, 2005).

Le cadre de la gouvernementalité s'appuie sur la notion de « dispositif savoir-pouvoir » qui permet d'englober dans une même analyse les acteurs, les politiques, les ressources, les territoires et les savoirs qui composent, pour ce qui nous concerne, la notion toujours non stabilisée de biodiversité. Autrement dit, la biodiversité est un objet

scientifique à conserver tout en étant un dispositif pour gouverner le vivant et les hommes. C'est une coproduction des sciences et des ordres sociaux autour de normes communes (Aubertin, 2003 ; Castro-Larrañaga, 2013). Les représentations de la biodiversité portent en elles-mêmes à la fois la définition de ladite biodiversité (qui évolue avec le temps, d'une attention concentrée d'abord sur les espèces remarquables, maintenant sur les services environnementaux) et les outils de sa gestion impliquant législations, inventaires zonages, normes, mais également contraintes et distribution de droits (droits de propriété permettant la marchandisation du vivant, contrats entre fournisseurs et usagers, restrictions du « droit au développement », les outils économiques de marché : paiements pour services environnementaux, mécanismes REDD, etc.). Ainsi, le choix des instruments de protection de la nature est aussi un choix politique (Lascoumes et Le Galès, 2004).

Les politiques de conservation de la biodiversité ne peuvent donc être considérées uniquement comme le résultat de confrontations entre acteurs pour qu'on y ajoute soit plus de science (modèle technocratique) soit plus de participation (modèle démocratique) afin de les rendre plus neutres, plus justes ou plus efficaces. Il s'agit plutôt d'accepter de les approcher en tant que pratiques de façonnage progressif d'un système qui aurait obtenu l'accord provisoire des différentes parties prenantes et où se mêlent des éléments de science écologique, de pratiques administratives liées aux régulations existantes, d'adaptation au contexte, de négociation dans le but d'une prise de décision.

Jasanoff appelle science réglementaire cette « activité hybride qui combine des éléments de preuve scientifique avec de larges doses de jugement politique et social » (Jasanoff, 1990, p. 229). Cette notion de science réglementaire a été forgée pour analyser des situations non réductibles aux modèles technocratique et démocratique, des situations où des savoirs sont mobilisés pour répondre à des exigences légales ou à des normes. Notre analyse se situe dans ce contexte spécifique et se limite au cas somme toute assez particulier d'un type de science, les sciences de la conservation, dont une partie des tenants inscrit ouvertement ses actions dans cette logique, en

imaginant des solutions permettant d'atteindre des normes de conservation, ou de vérifier la bonne réalisation de ces normes (par exemple, des objectifs en termes de maintien de l'état de conservation de populations d'espèces).

Les politiques de conservation comme produits d'une science réglementaire seront étudiées ici sous trois angles, en mobilisant la notion d'instrument :

(1) tout d'abord, nous adopterons un point de vue historique en essayant d'identifier différents « régimes », c'est-à-dire des moments où les instruments sont des « lieux » de convergence entre un certain type de savoir, un certain type de coopération entre acteurs, une forme particulière de régulation du risque et un mode spécifique de gouvernamentalité ;

(2) ensuite, nous analyserons concrètement certaines méthodes et instruments qui mettent concrètement en œuvre les politiques de conservation, au travers du cas de l'évaluation environnementale, en particulier l'instrument de choix d'un tracé d'infrastructure de moindre impact ;

(3) enfin, nous focaliserons notre attention sur l'un de ces instruments dont les principes et l'application font émerger des controverses, à savoir les compensations pour atteintes à la biodiversité.

3.2. Trois propositions pour appréhender les liens entre conservation de la biodiversité et aménagement du territoire

3.2.1. Différents régimes de prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire

La notion de régime a été jusqu'à présent très peu utilisée en ce qui concerne l'évaluation environnementale bien qu'elle permette le recul historique nécessaire à l'examen de tout objet social. Bien que les politiques d'environnement aient été déjà étudiées en tant que construits sociaux, notamment en France par Lascoumes, l'activité d'évaluation environnementale en tant que telle n'a pas fait l'objet de beaucoup d'intérêt de la part des chercheurs en sciences sociales, qu'ils soient historiens,

sociologues ou politistes (Lascoumes, 1994). L'étude de l'émergence des instruments d'évaluation environnementale, du rôle de l'Etat, des effets à long terme des procédures d'instruction des dossiers d'évaluation sur l'aménagement ou encore de l'évolution des modes de coopération entre les acteurs de l'évaluation, n'a, à notre connaissance, pas encore été faite (néanmoins voir Barbier et Larrue, 2011 ; Claeys-Mekdade, 2006).

Pour cela, nous distinguons plusieurs « régimes » de l'évaluation environnementale. La notion de régime d'évaluation environnementale est inspirée des travaux des historiens et sociologues des sciences et des techniques. Ils ont ainsi identifié plusieurs régimes caractérisant différentes formes relativement stables des rapports entre science et société. D. Pestre parle ainsi de « régimes de production et de régulation des sciences en société (Pestre, 2003) dans lesquels les rapports entre savoirs scientifiques, dispositifs techniques et pouvoirs politique et économique ont pris à un moment donné une configuration particulière. La notion de régime permet donc de montrer que les changements dans le domaine des sciences et des techniques ne sont pas indépendants des changements à l'œuvre dans la société dans son ensemble.

Nous nous inspirerons directement de ces travaux en identifiant deux régimes de l'évaluation environnementale, le régime pionnier et le régime institutionnalisé de l'évaluation environnementale, ainsi qu'un troisième, le régime utilitariste, dont nous postulons l'émergence. Pour montrer le passage d'un régime à un autre, nous suivrons les changements à l'œuvre dans quatre domaines : la production des connaissances, les modes de coopération entre acteurs, la prise en compte du risque et les formes de gouvernamentalité.

3.2.2. La conservation de la biodiversité étudiée au travers de son instrumentation

Les instruments jouent un rôle important dans la mise en œuvre des politiques publiques. Lascoumes et Le Galès proposent de définir l'instrumentation de l'action publique comme « l'ensemble des problèmes posés par le choix et l'usage des outils (des techniques, des moyens d'opérer, des dispositifs) qui permettent de matérialiser et d'opérationnaliser l'action gouvernementale » (Lascoumes et Le Galès, 2004, p. 12).

Ces instruments peuvent être des dispositifs législatifs et réglementaires, des outils économiques ou fiscaux, des conventions ou des incitations, des systèmes visant à communiquer ou à informer. Dans la pratique, plusieurs de ces instruments coexistent au sein d'une même politique. Ainsi, dans le cadre de notre recherche sur l'évaluation environnementale des grands projets ferroviaires, différents types d'instruments se combinent, des outils réglementaires (l'étude d'impact, dont les principes sont codifiés dans la Loi) et des outils d'information et de coordination des acteurs, comme les processus de concertation, pour former la politique d'évaluation environnementale.

L'approche par les instruments ne sert pas à évacuer les questions politiques, elle permet au contraire de repérer le politique là où on ne l'y attend pas, dans les procédures techniques, dans les méthodes d'évaluation, etc. L'un des avantages de cette approche est de mettre en avant les effets propres des instruments (Lascoumes et Le Galès, 2004), ceux-ci produisant une représentation et une problématisation particulière des enjeux traités, ainsi que des effets d'inertie qui rendent les programmes et politiques résistants au changement.

L'analyse des instruments de l'évaluation environnementale sera effectuée dans la partie II « Les instruments dans l'activité d'évaluation des impacts sur la biodiversité » et dans la partie III « un instrument de l'évaluation environnementale soumis à controverse : les mesures compensatoires ».

3.2.3. La conservation de la biodiversité approchée par les controverses

Les problèmes d'environnement, dont la conservation de la biodiversité fait partie, de par leur nature même (incertitudes scientifiques, enjeux éthiques forts, etc.), sont susceptibles d'engendrer une dynamique de controverse lorsque les outils de gestion de ces problèmes (méthodes d'évaluation, plans de gestion, etc.) ne permettent pas (ou plus) de contenir les enjeux associés au problème. Certains acteurs sont alors portés à vouloir ouvrir la « boîte noire » des instruments de gestion, celle-ci étant pourtant réputée non-discutable, du fait par exemple de son élaboration par des experts. Lorsque des acteurs se mobilisent pour discuter le contenu de cette boîte noire face à leur(s) concepteur(s), y compris lorsque ces derniers déploient des instruments de coordination

permettant une certaine participation aux décisions, la dynamique de controverse vient mettre à l'épreuve certains choix qui n'avaient pas fait l'objet de publicité. La révélation de ces choix peut amener les acteurs contestataires à exiger une contre-expertise ou à suspendre leur participation au projet, etc.

L'analyse des controverses autour de la prise en compte de la biodiversité permet de dégager des « épreuves » au travers desquelles les acteurs doivent passer pour aboutir, parfois, à des accords, accords souvent provisoires sur cette prise en compte.

L'étude de plusieurs controverses autour de l'évaluation environnementale sera présentée dans la partie III de la thèse « un instrument de l'évaluation environnementale soumis à controverse : les mesures compensatoires »

4. Le cas d'étude : la prise en compte de la biodiversité dans les grands projets d'infrastructure

Notre objet d'étude, l'évaluation environnementale des grands projets d'infrastructure, est un des premiers outils ayant permis d'intégrer systématiquement la biodiversité dans les processus d'aménagement pour en réduire les effets négatifs.

L'instauration d'une série de politiques environnementales ces dernières décennies a eu pour effet de transformer l'aménagement du territoire, en particulier la façon dont sont réalisés les grands projets d'infrastructure. Le processus d'évaluation environnementale (ou évaluation des impacts sur l'environnement, EIE), dorénavant inhérent à tout projet d'aménagement, est vu comme une contribution non-négligeable au respect des principes du développement durable, appliqués au niveau local et à l'échelle des projets. Les projets ne doivent plus seulement avoir pour objectif de fournir une infrastructure supplémentaire à la société mais également veiller à ce que cette infrastructure s'intègre au mieux dans les territoires concernés, en fonction des populations locales, du patrimoine naturel et des écosystèmes touchés (Autorité environnementale, 2012). Les principes de l'EIE ont d'ailleurs été étendus ultérieurement à une autre échelle, celle des politiques, plans et programmes, ce

processus d'analyse étant nommé Evaluation environnementale stratégique (EES) (Wood, 2003).

Ces dernières années, la biodiversité a pris une place de plus en plus importante au sein de l'EIE. Pour cette raison, les techniques d'évaluation systématique des impacts des projets sont souvent identifiées comme les outils les mieux rodés pour intégrer la problématique biodiversité dans les pratiques concrètes de l'aménagement. Ainsi, la CDB dans son article 14 stipule que chaque partie contractante « adopte des procédures permettant d'exiger l'évaluation des impacts sur l'environnement des projets qu'elle a proposés et qui sont susceptibles de nuire sensiblement à la diversité biologique en vue d'éviter et de réduire au minimum de tels effets, et, s'il y a lieu, permet au public de participer à ces procédures» (Conférence des Nations unies pour l'environnement et le développement, 1992, p. 10).

Malgré sa systématisation et son niveau croissant d'exigence, l'évaluation des impacts des grands projets sur la biodiversité reste néanmoins souvent considérée par les aménageurs comme une contrainte réglementaire et non comme une action positive de réduction ou de réparation d'un dommage environnemental. En outre, ce processus est considéré comme générant facilement un surcoût, parfois important, pour le projet. Symétriquement, les défenseurs de la biodiversité, les associations comme les services de l'Etat qui l'ont en charge, sont rarement satisfaits de la hauteur et de la qualité des actions mises en place dans le cadre de l'évaluation des impacts (Tourjansky et Galtier, 2006).

Face à cette situation, les explications invoquées sont souvent les mêmes, quel que soit l'interlocuteur à qui la question est posée : les difficultés de l'évaluation des impacts sur la biodiversité viendraient de la complexité des phénomènes étudiés, de l'absence d'une connaissance exhaustive du patrimoine naturel dans les territoires et de carences méthodologiques dans les techniques actuelles d'évaluation des impacts, ce qui empêcherait la prise de décision et la réalisation d'arbitrages justes. Dès lors, la solution résiderait dans un effort de conception d'outils techniques permettant d'approfondir les connaissances naturalistes et de les « objectiver » auprès de tous les

acteurs, si besoin par le biais de processus participatifs. Ces progrès auraient pour effet de favoriser une prise en compte « juste et efficace » de la biodiversité dans les projets d'aménagement². Cette approche, qui reprend les éléments du modèle technocratique présenté plus haut (besoin de plus de sciences pour résoudre les problèmes politiques) et du modèle démocratique (besoin que cette science soit légitimée par les acteurs de terrain), apparaît comme largement incomplète, car elle empêche de voir l'évaluation environnementale comme une science réglementaire, c'est-à-dire une coproduction de science écologique, de connaissances techniques, de pratiques administratives, de régulations, et de négociations dans le but d'une prise de décision.

Au travers de cette approche en termes de science réglementaire, et grâce en particulier aux notions d'instrument et de controverse présentées brièvement ci-dessus, nous voudrions apporter une contribution complémentaire à l'étude de la conservation de la biodiversité dans les grands projets d'infrastructure.

5. Le matériau et les méthodes : entretiens et observation des pratiques

5.1. Les projets étudiés

Cinq grands projets ferroviaires ont été étudiés comme autant d'études de cas. Ces cinq projets peuvent être divisés en deux groupes. Le premier comprend trois projets en phase « amont », c'est-à-dire à une étape de définition du tracé de l'infrastructure, où la concertation avec certains acteurs est importante. Il s'agit des lignes nouvelles Montpellier-Perpignan (LNMP), Paris-Orléans-Clermont-Lyon (POCL) et Paris-Normandie (LNPN). L'analyse de ces trois études de cas est le support de notre argumentation sur la conception et les effets d'un des instruments de l'évaluation

² Pour un exemple récent de ce type d'approche, voir (Vanpeene-Bruhier, Pissard et Kopf, 2013).

environnementale, l'outil de choix d'un tracé d'infrastructure de moindre impact (Voir Partie II).

Le second groupe comprend deux projets à un stade plus avancé, qui, au moment des entretiens effectués, étaient en phase de démarrage des travaux. Il s'agit du projet de ligne à grande vitesse Sud Europe Atlantique Tours Bordeaux (LGV-SEA) et du projet de contournement de Nîmes et de Montpellier (CNM). Ces deux études de cas nous ont permis de faire ressortir les dynamiques de controverse autour de la biodiversité (voir partie III).

5.2. Observation « embarquée » dans l'objet d'étude

La démarche méthodologique suivie a consisté à instaurer un contact avec le « terrain » sur un temps relativement long et à un rythme quasi-quotidien grâce à notre implantation en tant que chargé d'études biodiversité chez Réseau ferré de France (RFF), établissement public responsable de l'aménagement des grands projets ferroviaires (voir l'annexe 1 pour une vision plus détaillée de l'évolution de notre recherche au sein de l'entreprise). Les interactions avec les acteurs de ces projets, en particulier avec les « responsables environnement » en charge de la problématique biodiversité ont donc été très régulières, même si ces responsables sont pour la plupart basés dans les sièges régionaux de RFF tandis que mon poste était intégré à l'Unité « Performance et développement durable » au sein de la Direction de la stratégie de l'entreprise, basée à Paris. Ma présence sur la longue durée (de novembre 2009 à octobre 2013) a permis d'instaurer des échanges réguliers en toute confiance, ce qui est particulièrement important pour cerner les pratiques à l'œuvre dans une entreprise et les relations entre celle-ci et ses interlocuteurs extérieurs.

Durant ces années passées chez RFF, nous avons pu déployer une démarche d'observation participante au sein de plusieurs instances aussi bien dans l'entreprise que dans les initiatives externes auxquelles RFF a pris part.

En interne, nous devons souligner en particulier notre participation aux réunions du réseau des chargés d'environnement de RFF, durant lesquelles les problématiques

d'environnement, et notamment de biodiversité, constituent un sujet d'échange et de discussion très ouverte permettant de prendre connaissance très concrètement de l'intégration de la biodiversité dans les pratiques, au travers des yeux des acteurs de l'entreprise aménagiste.

Nous avons également pu participer à plusieurs réunions dans des instances dans lesquelles RFF est présent, notamment deux initiatives importantes de l'Etat en matière de biodiversité. D'une part, le Comité de pilotage « Eviter, réduire, compenser » du ministère de l'Ecologie qui, sur le modèle des cinq collèges expérimenté lors du Grenelle de l'environnement, a rassemblé entre 2011 et 2013 les différents acteurs de l'évaluation environnementale et du monde de la biodiversité. L'objectif assigné à ce Comité était d'établir une doctrine et des lignes directrices permettant d'homogénéiser et de préciser les exigences et la marche à suivre en matière de mesure d'atténuation des impacts. D'autre part, nous avons pu participer aux premières réunions du Comité de pilotage national « Trame verte et bleue », dans lequel RFF occupe le siège de représentant, désigné par l'Etat, des gestionnaires d'infrastructures.

L'observation de ces deux structures, dans lesquelles RFF avait un rôle plutôt défensif, guidé par la défense de ses intérêts (ce qui ne signifie pas la défense du statu quo), a permis une analyse plus précise du discours porté par l'entreprise envers ses interlocuteurs extérieurs, et notamment son ministère de tutelle, le ministère de l'Ecologie³ (via le ministère délégué aux Transports).

Au niveau local, Nous avons pu bénéficier d'un accès privilégié aux instances de concertation des grands projets sélectionnés comme études de cas. Nous avons ainsi pu suivre les débats de plusieurs groupes de concertation réunissant les acteurs du monde associatif, des services de l'Etat et de l'aménageur.

³ Dans la suite de la thèse, nous utiliserons le terme « ministère de l'Ecologie » pour désigner le ministère en charge du respect du Code de l'environnement et en particulier de l'évaluation environnementale, bien que les appellations de ce ministère aient régulièrement varié depuis sa création en 1971.

5.3. Des entretiens « compréhensifs »

L'entretien dit « compréhensif » est, selon Kauffman, un outil permettant de faire évoluer le modèle classique d'objectivation, qui impose plusieurs étapes à la construction de l'objet d'étude : élaboration d'une hypothèse basée sur des théories et procédure de vérification de cette hypothèse grâce au « terrain », conduisant souvent à une reformulation de l'hypothèse de départ. L'entretien compréhensif garde ces éléments mais inverse la priorité : le terrain n'est plus seulement un moyen de vérifier la validité des hypothèses définies dans la problématique mais le point de départ de la problématisation (Kaufmann, 1996, p. 20). De ce changement de perspective découle une manière différente d'aborder le terrain : si celui-ci est le point de départ de la construction de l'objet d'étude et du modèle théorique, la méthode d'entretien classique, dite « semi-directive », avec sa grille d'entretien formalisée et standardisée et le positionnement « réservé » de l'enquêteur ne sont plus valables. Le postulat compréhensif avance que le terrain est très riche en informations, richesse qu'une problématisation préétablie trop rigide risque d'ignorer. L'enquêteur doit donc être ouvert au terrain et s'en imprégner au maximum, notamment dans les premiers temps de la recherche, dans la perspective de construire peu à peu l'objectivation, c'est-à-dire considérer progressivement l'objet d'étude d'une façon plus distanciée (ou « objective ») grâce à une élaboration théorique elle-même graduelle et qui émerge du concret. C'est ce que le sociologue Anselm Strauss appelle la *grounded theory*, théorie fondée sur les faits du terrain (Strauss, 1992). L'objectif est de produire finalement une théorie qui puisse restituer aux faits leur authenticité et leur complexité. Un moyen pour vérifier cela est de faire lire sa recherche par les personnes concernées par l'étude. Si celles-ci se reconnaissent dans le travail effectué, notamment dans la mise en mouvement théorique des faits, la description de la réalité pourra être jugée fidèle, voire éclairante, notamment si certaines logiques sociales qui sous-tendent ces faits ont pu être rendues visibles.

Des entretiens compréhensifs ont été réalisés auprès des acteurs impliqués dans les grands projets étudiés, notamment les responsables environnement de l'aménageur, les

responsables des services déconcentrés de l'Etat en matière de transport et d'environnement (DREAL, DDTM), les bureaux d'études prestataires, les associations naturalistes et environnementales, les chambres d'agriculture et groupements sylvicoles et les fédérations de chasse. Des entretiens auprès d'autres acteurs responsables à divers titres de la démarche d'évaluation environnementale (par exemple, des fonctionnaires du ministère de l'Ecologie) ont également été réalisés⁴.

5.4. Exploration de la littérature technique sur l'évaluation environnementale

Un travail de dépouillement d'une importante bibliographie a été effectué, en premier lieu d'une littérature « grise », c'est-à-dire des documents techniques divers produits par RFF et ses bureaux d'études, par les services des ministères concernés ou par certaines associations. Il s'agit par exemple des documents d'études d'impacts, les avis en réponse de l'Etat et des parties prenantes (associations, groupes de pression), y compris les contre-expertises ou les avis d'experts. Il a notamment fallu se familiariser avec les méthodes et les outils du champ parfois très technique des études d'impacts.

La mobilisation de ressources secondaires a également été importante, notamment l'analyse de publications scientifiques sur l'évaluation environnementale dans des revues dédiées spécifiquement à ce thème (par exemple *Environmental Impact Assessment review*) ou abordant ponctuellement cette thématique, comme certaines revues de sciences de la conservation.

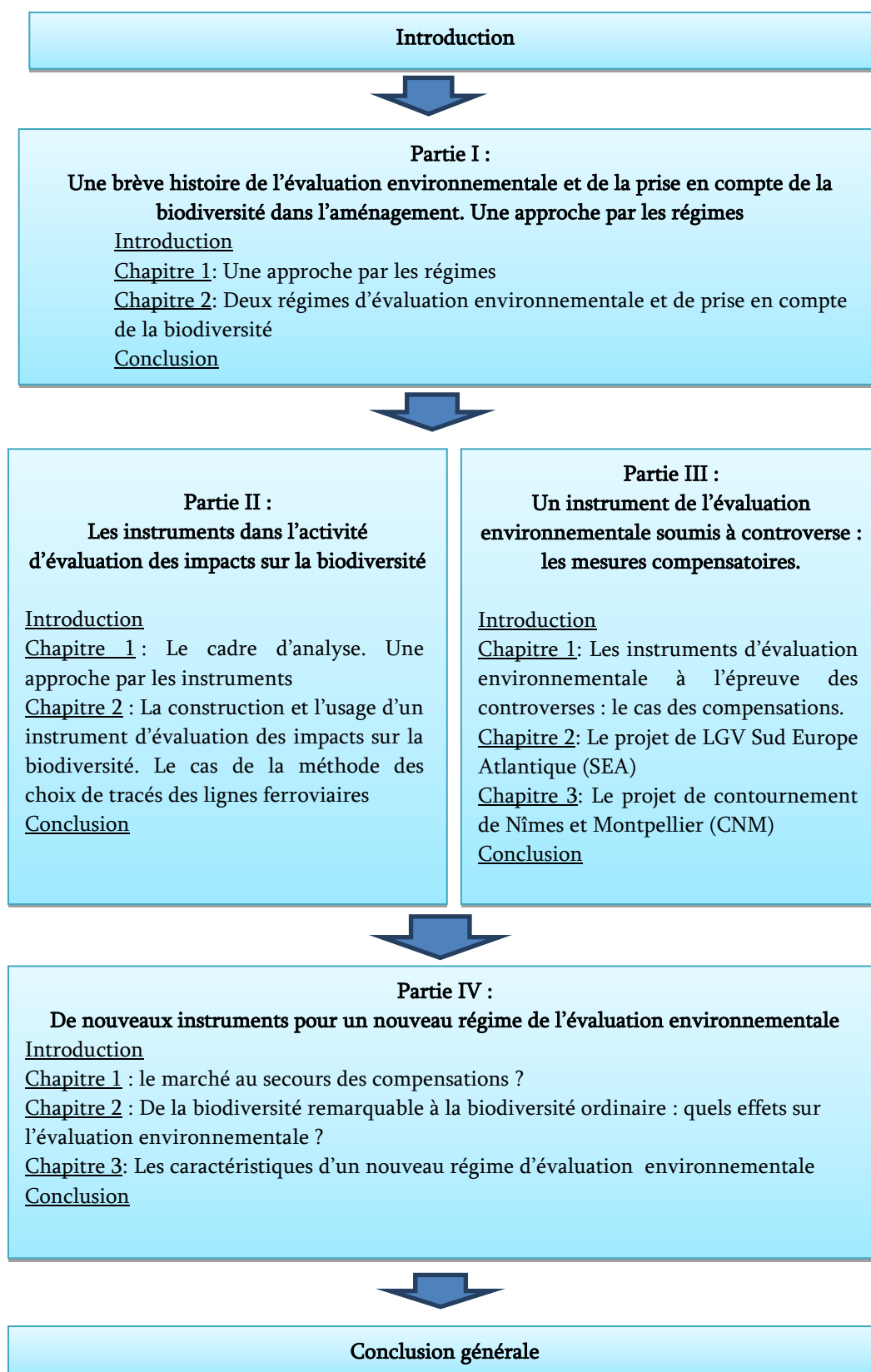
6. Le plan retenu

Un plan en quatre parties a été élaboré (voir fig. 1). A la suite de l'introduction, nous développerons dans une première partie une brève histoire de l'évaluation environnementale et de la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement, en mobilisant une approche par les régimes. Une fois cette analyse socio-historique

⁴ Voir l'annexe 3 pour la liste des sources interrogées.

réalisée et la question de l'éventuelle émergence d'un troisième régime posé, nous entrerons dans l'analyse de nos études de cas en montrant le rôle des instruments dans l'activité d'évaluation et de gestion des impacts des grands projets sur la biodiversité (partie II). Nous nous attarderons en particulier sur l'un de ces instruments, les mesures compensatoires, en exposant les controverses auxquelles elles sont soumises et les limites qu'elles posent au régime de l'évaluation environnementale institutionnalisée, dominant aujourd'hui (Partie III). Enfin, dans une 4^e partie, nous examinerons certaines tendances actuelles de l'évaluation environnementale, notamment l'attrait pour les instruments de marché comme la compensation par l'offre, ainsi que l'importance prise par la notion de biodiversité ordinaire. À partir de ces éléments, nous postulerons l'avènement d'un troisième régime, le régime utilitariste de l'évaluation environnementale.

Figure 1 : Plan de la thèse



**Partie I : une brève histoire de l'évaluation
environnementale et de la prise en compte de la
biodiversité dans l'aménagement. Une approche
par les régimes**

Introduction

L'évaluation des impacts des aménagements sur l'environnement, et notamment sur la biodiversité, bien qu'étant un phénomène récent, s'inscrit dans une trajectoire historique de près de quarante ans. L'hypothèse de la thèse étant de montrer que cet objet est le résultat d'une construction conjointe, à des moments donnés, d'un certain état des savoirs et de formes spécifiques de régulation de la société, une présentation historique de l'évaluation environnementale permet d'appréhender celle-ci de manière dynamique au travers des transformations des formes de savoir et des modes de gouvernement. Il s'agit donc ici de se départir d'une vision « naturalisante » de l'évaluation environnementale, en tant que simple procédure technico-administrative plaquée sur les projets d'aménagement, pour montrer qu'elle est issue des transformations des connaissances sur l'environnement, des visions de la nature et des choix sur la manière de gouverner cette nature.

L'objectif n'est pas de produire une analyse exhaustive de la relativement brève histoire de l'évaluation environnementale, mais de mettre en avant quelques éléments permettant de mieux appréhender la situation présente de l'évaluation environnementale, situation qui sera analysée plus en profondeur au travers du cas des projets ferroviaires dans les parties II et III de la thèse.

Chapitre I : une approche par les régimes

1. La dynamique de l'évaluation environnementale : une lecture par les régimes

La notion de régime d'évaluation environnementale est inspirée des travaux des historiens et sociologues des sciences et des techniques. Ceux-ci ont identifié plusieurs « régimes » caractérisant différentes formes relativement stables des rapports entre science et société. Dans le domaine des sciences du vivant par exemple, des chercheurs ont montré la dynamique de production des savoirs dans le champ de la sélection génétique végétale en lien avec les évolutions sociales sur près de deux siècles et ont identifié plusieurs régimes. Ainsi, trois grands régimes de production des savoirs et des innovations apparaissent. Au régime de la semence domestique succède après la seconde guerre mondiale le régime de l'innovation génétique planifiée. Les chercheurs et les fonctionnaires, en lien avec la profession agricole, produisent et régulent le progrès en matière variétale dans le but de moderniser la France rurale. Ces régulations cèdent ensuite la place au régime contemporain de profit génétique mondialisé, creuset des OGM (Bonneuil et Thomas, 2009)⁵.

Les régimes identifiés dans ces différents travaux, ainsi que ceux de l'évaluation environnementale que nous allons décrire dans cette deuxième partie, sont des idéaux-type, selon la notion wébérienne, c'est-à-dire des modèles construits en rassemblant une série d'éléments empiriques isolés qui, une fois mis ensemble, ont une certaine cohérence. Il s'agit d'une construction stylisée de la réalité à partir de traits partiels mais considérés comme importants, façon de rendre intelligible la complexité socio-

⁵ Les approches par les régimes ne se limitent cependant pas à l'étude des dynamiques science/technique/société. La notion de régime a également été mobilisée pour caractériser les trajectoires technologiques non seulement à partir de l'activité des concepteurs, mais aussi à partir des rôles des décideurs politiques, des usagers et de toutes les parties prenantes dans ces changements de trajectoires (Geels et Schot, 2007). De même, l'école de la régulation a pu également utiliser le concept de régime (régime d'accumulation) pour mettre en avant le rôle des différentes formes institutionnelles dans les évolutions du système économique (Boyer et Saillard, 2002).

historique (Paugam, 2010). Les deux régimes d'évaluation environnementale que nous avons identifié et qui seront présentés ci-dessous dans le second chapitre sont donc des modèles, modèles qui ont été à un certain moment dominants et qui peuvent caractériser une période de manière pertinente. Néanmoins, ces régimes ont largement coexisté.

Nous allons donc identifier deux régimes spécifiques de l'évaluation environnementale, un régime que nous qualifions de pionnier et un régime dit institutionnalisé. Nous envisageons également l'émergence d'un troisième, le régime utilitariste, que nous détaillerons dans la dernière partie de la thèse. Pour identifier ces régimes et le passage de l'un à l'autre, nous avons sélectionné quatre entrées thématiques : la production des savoirs, les formes de coopération entre acteurs, la gestion du risque et les formes de gouvernamentalité. Nous avons opté pour ces quatre thèmes car ils ont chacun été utilisés, par divers auteurs, comme une clé de lecture privilégiée permettant de mieux comprendre les évolutions socio-historiques entre sciences, technologies et sociétés. En effet, chacun de ces thèmes a fait l'objet de travaux spécifiques en histoire et sociologie des sciences, en sciences de gestion ou en sciences politiques. Chacun de ces thèmes peut donc être vu comme une manière d'éclairer les évolutions des rapports sciences/technologies/sociétés sous un angle particulier.

Notre objectif est de montrer comment les évolutions socio-historiques considérées sous l'angle de ces quatre thèmes vont s'agencer pour faire système et former trois grands régimes de l'évaluation environnementale.

2. Quatre thèmes pour l'analyse de l'évaluation environnementale

Pour chacun des thèmes, nous présentons ci-dessous les grandes lignes de certains travaux dont ils ont fait l'objet. Nous n'entrons que très peu dans le détail et ces quelques éléments n'ont pour seul but que de pouvoir effectuer un découpage analytique de l'évaluation environnementale à la lumière de ces quatre thèmes.

2.1. La production des savoirs en société

Des travaux en histoire des sciences et des techniques (Bonneuil, 2004 ; Pestre, 2003) ont permis de distinguer des périodes durant lesquelles se transforment les rapports entre recherche, innovation, État, marché et espace public, ou, pour simplifier, les rapports entre « science » et « société » : les Trente Glorieuses, la décennie post-68, les années 1980 et les vingt dernières années (1990-2010).

Durant les trente Glorieuses, l'urgence est à la modernisation du pays, une modernisation que seul un État guidé par la science et intervenant fortement dans les champs économique et social semble capable de réaliser. L'État est entrepreneur sur le plan industriel et social et impulse une dynamique qui permettra un essor remarquable de la science française. On parle parfois de régime « colbertiste » pour décrire cette configuration générale des liens entre sciences et société en France à cette période (Bonneuil, 2004). Cette montée en importance de la recherche est à replacer dans une prise de pouvoir plus large des détenteurs de compétences techniques dans la société, ceux qu'on appelle de nos jours les experts, avec une place accrue des ingénieurs dans la direction des entreprises, au détriment des patrons détenteurs du capital, avec l'ascension des techniciens (ingénieurs, énarques, etc.) dans l'administration et dans le personnel politique. Ces années de l'après-guerre sont en effet marquées par une croyance profonde dans le rôle bénéfique de la science et la technique, déployées dans une culture de mobilisation héritée de la guerre.

Néanmoins, dans les années 1968-1980, le progrès commence à être questionné, au travers de deux courants. D'une part, l'État devient plus regardant dans le financement de la recherche, du fait de la remise en cause par les économistes de la vision linéaire entre financement de la recherche, innovation et croissance économique. D'autre part, des mouvements post-68 critiquent la relation entre science, technologie et bien-être, en mettant en avant certains dégâts du progrès. Par ce double mouvement, la science n'est plus ce point de vue supérieur duquel on pouvait juger et influencer l'état du monde, mais devient un domaine à questionner, à politiser.

Les années 1980 signent en France le retour d'une certaine prépondérance de l'État et des croyances en la science. L'avènement du pouvoir socialiste est synonyme de

nationalisations et de politiques de recherches et industrielles volontaristes. Ce retour s'accompagne néanmoins d'une nouveauté, la reconnaissance de l'importance de l'entreprise dans cette mobilisation. Ce retour de l'État ne s'effectue donc pas tant au détriment de l'industrie que des acteurs de la société civile. En effet, les questions qui avaient émergé à la fin des années 1960 se voient enfermées dans les catégories de l'obscurantisme et de l'antiscience. Les alertes de l'époque (amiante, nucléaire) subissent un reflux et deviennent quasi-invisibles dans l'espace public. La spécificité française des rapports science/société à cette époque est une vision « pédagogique » et « top-down ». Selon cette approche, l'État doit s'engager dans une entreprise de diffusion de la culture scientifique et technique vers un public dont les critiques du progrès sont attribuées uniquement à un déficit de connaissance. Pendant ce temps, dans d'autres pays (Europe du Nord et Amérique du Nord) sont expérimentés des outils de mise en débat et de « coproduction » de la recherche scientifique, basés sur le constat que les critiques formulées par le public envers la science sont surtout issues d'aspirations non satisfaites de citoyens de plus en plus éduqués et désireux de participer aux choix scientifiques et à la définition de ce que signifie le progrès (Bonneuil, 2004).

Enfin, depuis les années 1990, les relations entre science et société ont subi trois grandes transformations. D'abord, avec la mondialisation, le marché influence une part de plus en plus importante de la recherche. Un nouveau modèle de propriété intellectuelle s'installe, basé sur le brevetage systématique de la connaissance. Ensuite, les risques apparaissent comme toile de fond permanente de l'espace public. La société est confrontée essentiellement à des risques générés par ses propres activités. En découle la recherche de responsabilités humaines et la construction des « effets secondaires » du « progrès » comme problèmes publics dans l'espace public. Les différents scandales sanitaires (Tchernobyl, sang contaminé, « vache folle », etc.) ont été les déclencheurs d'un certain « décrochement » entre science et citoyens. Dans tous ces scandales, les enquêtes ont prouvé que des intérêts économiques avaient conduit les pouvoirs publics à faire des choix contraires à la sécurité sanitaire. Cela a engendré un sentiment que l'État abandonnait sa mission régalienne de protection des individus. Néanmoins, ce décrochement ne se réduit pas à la question de la confiance dans les

experts mais est révélateur d'un sentiment bien plus large lié au recul des régulations sociales, à l'abandon du pacte social entre État, marché, science et société, qui formait la base de l'adhésion à la croyance dans le progrès durant les Trente Glorieuses. Enfin, la troisième transformation est l'implication accrue des citoyens « profanes » dans les questions de recherche, autour de processus de participation qui tendent de plus en plus à s'institutionnaliser. Cette participation de la société civile dans le débat scientifique concerne non seulement la « régulation » de la recherche et de l'expertise, mais aussi la « co-production » de savoirs et d'innovations (Gibbons et al. 1994). On ne citera qu'un seul exemple, celui des logiciels informatique « libres », issus de la collaboration de passionnés (Bonneuil, 2004).

2.2. Les formes de coopération

Toute innovation, toute conception, a besoin pour être réalisée non seulement de connaissances mais aussi de coopération entre les acteurs (Hatchuel, 1996). Comment les acteurs de tel champ d'activité, par exemple ceux de l'évaluation environnementale, en sont-ils arrivés à coopérer, y compris sous la contrainte, pour accomplir et améliorer cette activité ? Dans les sciences sociales, les pratiques de coopération sont souvent sous-estimées, au profit des controverses, celles-ci étant considérées comme productrices de social, ou comme moment privilégié d'analyse des rapports sociaux (Callon, 1981 ; Lascoumes, 2001)⁶. La dimension collective de l'action, en tant que telle, qui préexiste souvent aux controverses sur tel ou tel sujet, est dès lors considérée comme un donné. Certains auteurs ont mis en exergue les variations des formes de coopération sur lesquelles repose l'action collective. Ils ont essayé d'identifier les types de relations entre les multiples acteurs engagés dans les actions collectives étudiées. Plusieurs régimes de coopération ont ainsi été identifiés qui font ressortir différentes formes d'assemblages entre production de savoirs et action collective (Aggeri et Hatchuel, 2003) : aux relations « communautaires » basées sur des rapports de pouvoir traditionnels se sont progressivement substituées des relations de coopération plus

⁶ La notion de controverse sera mobilisée dans la partie III pour analyser les conflits locaux autour de la biodiversité dans les grands projets ferroviaires.

explicites, basées notamment sur des contrats. Dans nos sociétés contemporaines, plus égalitaires, des logiques d'élaboration collective participatives ont également émergé. Jamais totalement à l'abri des contraintes administratives et de pouvoir, ces espaces délibératifs en émergence sont particulièrement liés à la montée en importance des problèmes et mouvements environnementaux (Barbier et Larrue, 2011 ; Callon, Lascoumes et Barthe, 2001).

2.3. Les formes de gestion du risque

Les relations entre société et savoirs scientifiques peuvent également s'appréhender sous l'angle du risque. Il s'agit de considérer la façon dont la société a considéré et pris en charge les divers risques, les aléas, les dangers, les accidents, en ce compris évidemment les risques environnementaux apparus ces dernières décennies. En suivant Pestre, il est possible de faire ressortir à gros traits cinq grandes périodes durant lesquelles ce risque a, à chaque fois, été évalué et géré d'une manière spécifique (Pestre, 2013).

L'ordre libéral du tournant des 18^e et 19^e siècles définit pour la première fois, indirectement, ce qu'est le risque. Cette période est caractérisée par l'avènement d'une nouvelle élite qui privilégie l'industrie et un certain type de régulation. C'est la naissance d'un complexe industriel-scientifique-étatique qui donne priorité à l'ordre administratif pour régler les problèmes. Les instances de cet ordre administratif sont composées des industriels, des scientifiques et des commis de l'Etat, qui forment des comités d'experts.

L'avènement de la *question sociale* à la fin du 19^e siècle, avec ses inégalités sociales et ses « classes dangereuses » en même temps que son progrès industriel accéléré et soutenu par la science, pousse à mettre en place des formes d'assurance. En 1882, la notion de risque professionnel est proposée au parlement français. L'idée est acceptée que le développement industriel apporte son lot de conséquences négatives, notamment sur les corps des ouvriers, et qu'il convient de les prendre en charge collectivement. Le droit social était né (Ewald, 1986). A la faute individuelle de l'ouvrier, responsable de ce qui lui arrive, succède le risque au travail, dont le seul responsable est le progrès

industriel. Néanmoins, selon Fressoz, on ne peut réduire la création du droit social à une simple réconciliation entre travailleurs et industrie, entre ouvriers et patrons. Celui-ci a montré que l'assurance contre les risques professionnels trouve son origine dans l'instabilité de la période et dans les « risques » que les ouvriers font courir aux industriels au travers de leurs plaintes et via les jugements des tribunaux. L'invention du risque professionnel sans faute (de la part de l'ouvrier) ni responsabilité (de la part du patron) est une façon pour l'entrepreneuriat de réduire son propre risque (Fressoz, 2012)⁷.

Une troisième période, au début du 20^e siècle, concerne la régulation des effets négatifs des produits industriels. C'est la naissance des comités d'experts chargés d'évaluer le risque de ces produits, notamment chimiques, pour la santé humaine. Certains produits sont donc classés, voire interdits, en fonction de leur dangerosité, évaluée par les médecins et toxicologues. L'impératif de sécurité sanitaire entre néanmoins en concurrence avec celui du développement industriel qui postule qu'on ne peut se passer de nouveau produit tant qu'il n'y a pas de produit de remplacement aussi efficace. L'arbitrage entre ces deux logiques conduit donc à ne pas interdire mais à contraindre les usages (stockage, labellisation, etc.).

Un quatrième moment concerne les transformations de l'après-Seconde Guerre mondiale jusqu'aux années 1980. Durant cette période, on assiste à une importante redéfinition du « risque » et des façons de le gérer. La notion de risque devient plus générale, elle est employée comme outil de compréhension afin de répondre à toute une série de questions. L'analyse et la gestion des risques deviennent une discipline scientifique, d'abord développée et intensément utilisée par le complexe militaro-industriel. L'analyse des risques investit ensuite d'autres domaines, comme l'épidémiologie ou l'économie budgétaire. Des notions comme l'« effet sans seuil » (lié au risque nucléaire) ou « facteur de risque » (pharmacie) font entrer le risque dans le domaine technique des mathématiques et des probabilités. Dans les années 1970, les

⁷ Ce double sens attaché à la notion de risque se retrouvera dans la suite de la thèse, et notamment dans la seconde partie, lorsque nous étudierons l'élaboration des instruments d'évaluation des impacts, qui sont des outils d'évaluation du risque pour l'environnement mais aussi, en même temps, des outils de gestion du risque institutionnel (commercial, financier, de réputation) pour les aménageurs.

analyses risques/bénéfices ou coûts/bénéfices, sont développées par les économistes, qui succèdent aux ingénieurs, jusqu'alors omniprésents dans ce domaine. Ce passage n'est pas anodin car il transforme le risque en unités monétaires, plus abstraites, au détriment d'une analyse en termes de ressources physiques. Dans les années 1980, dans la plupart des domaines où la régulation par le risque est la règle, une distinction est effectuée entre l'évaluation du risque (*risk assessment*) et sa gestion (*risk management*). Cette séparation permet de donner l'image du risque comme entité objective à évaluer, distincte des décisions à prendre pour maîtriser ce risque, cette dernière activité devant faire avec les impératifs des activités économiques et avec la subjectivité politique (Borraz, 2008). Evaluation et gestion des risques deviennent donc la forme dominante de gestion des problèmes sociaux, sanitaires et environnementaux. Enfin, l'émergence de ce que certains appellent la « société du risque » ces trois dernières décennies traduit plusieurs phénomènes qui se renforcent (Beck, 1992). D'une part, certains risques sont devenus non-maîtrisables et incalculables. La société du risque est une société qui ne sait plus s'assurer contre les grands périls, notamment environnementaux (accident nucléaire, pollutions chimiques globales, etc.) qui ne sont plus localisables spatialement et temporellement (Cauchie et Chantraine, 2006, p. 3). Les risques sociaux en font également partie, tel le terrorisme ou le chômage de masse. Selon Beck, ces risques exigent que la société et les individus qui la composent, fassent preuve d'un retour réflexif sur leurs vies, qui seront à jamais transformées par ces nouveaux risques. Mais cette notion a aussi pour conséquence de remplacer certaines visions explicatives du monde plus anciennes, en simplifiant la réalité à une opposition entre les risques d'une part et un grand « nous » d'autre part. Ce « nous » ne fait pas de différences entre les groupes sociaux, les classes, les individus. Comme si l'ensemble de ce qui compose la société du risque global était d'accord sur la manière d'aborder et de gérer ce risque. Néanmoins, Beck produit une analyse nuancée de cette gestion du risque. Il conteste le pouvoir des experts, qui seraient pour certains les seuls aptes à gérer ces nouveaux risques, alors que, selon Beck, ils concourent à reproduire ce système en profitant de l'aubaine d'une gestion sans fin de ces risques, en évitant de s'attaquer aux causes. Enfin, une dernière caractéristique de la société du risque est qu'elle soumet les Etats et institutions associées à de nouvelles pressions, à des

« risques » associés. Devant leur incapacité à répondre à de nouvelles demandes sociétales de gestion des risques globaux et à conduire le changement (laissé partiellement aux pouvoirs économiques), les pouvoirs publics tentent de se protéger contre le risque lié à leur image, à leur légitimité (Borraz, 2008). On retrouve ici l'idée du risque institutionnel pour les acteurs, déjà évoqué et que nous retrouverons plus tard.

2.4. Les formes de gouvernementalité

La notion de « gouvernementalité » est utilisée dans la perspective de dévoiler la manière dont les gouvernants utilisent et encadrent les connaissances afin notamment de gérer de nouveaux domaines sociaux, comme l'environnement⁸ (Aggeri, 2005).

L'approche par la gouvernementalité permet d'analyser les stratégies de gouvernement et les politiques publiques, notamment dans des domaines qui se situent à l'intersection de différentes formes de gouvernement, c'est-à-dire où le gouvernement s'exerce par l'Etat et par d'autres acteurs, comme les syndicats (dans le cas du travail) ou des associations (dans le cas de la santé ou de l'environnement).

Dans le domaine de l'environnement, Aggeri, en reprenant également la notion de régime, a identifié ainsi trois régimes de gouvernementalité (Aggeri, 2005).

Le régime des *pollutions confinées et de la régulation*, à l'œuvre jusqu'aux années 1960, concerne la gestion des nuisances, en premier lieu de la puanteur, combattue par les tenants de l'hygiénisme à partir du 19^e siècle, mais aussi des pollutions industrielles. Avant les années 1960, la notion d'environnement n'existe pas et ces nuisances sont traitées en tant qu'objets de gouvernement au travers d'une série de « confinements ». L'action publique se limite aux cas les plus visibles et les plus problématiques, notamment du fait de l'absence de mesures scientifiques permettant d'objectiver et d'anticiper les problèmes. Les enjeux sont confinés à des questions de voisinage ou de droits de propriété, avant de s'élargir quelque peu, notamment avec l'enjeu patrimonial

⁸ Le cadre théorique de la gouvernementalité chez Michel Foucault postule que le pouvoir de gouvernement s'appuie sur la normalisation et la régulation du savoir. La gouvernementalité désigne une sorte d'art de gouverner au travers d'une forme spécifique d'exercice du pouvoir, basée sur le contrôle d'une nouvelle entité, la population, exercice possible du fait du développement de systèmes de connaissances et d'outils spécifiques apparus 18^e siècle (Foucault, 2005).

et conservationniste au travers de la mise en place des premières aires protégées au tout début du 20^e siècle. Enfin, les formes de mobilisations sont également confinées avec un petit nombre d'acteurs concernés et des instruments d'action publique limités (autorisations administratives ; réglementation, mais sans moyens de contrôle). Ce régime confiné traduit le peu de cas qui est fait des questions environnementales durant cette période, questions considérées comme secondaires au regard notamment des enjeux de santé publique et plus globalement aux enjeux économiques. Dans les faits, le respect de la réglementation est subordonné, faute de moyens, à une logique de négociation avec les gouvernés, qui ne sont pas encore catégorisés objectivement comme pollueurs et pollués, mais comme simples administrés (Aggeri, 2005).

Le régime des *pollutions diffuses et de la traçabilité* apparaît comme le résultat de plusieurs phénomènes, notamment les mobilisations collectives de la fin des années 1960 d'une part et les progrès scientifiques et techniques d'autre part. Ceux-ci permettent de rendre visibles, grâce au travail de médiation d'experts et de leurs instruments de mesure, les pollutions diffuses (particules fine dans l'air, polluants chimiques des eaux et des sols, etc.). Des seuils sont établis, des protocoles de traçabilité sont mis en place. Néanmoins, les formes de gouvernement des objets d'environnement évoluent peu : on est toujours dans la réglementation, même si celle-ci s'étend à un nombre important de produits et de procédés.

A partir de la fin des années 1980, l'apparition de nouveaux objets de gouvernement, comme l'ozone, la gestion des déchets, le changement climatique ou la biodiversité, favorise l'apparition d'un régime des *pollutions globales et de la coopération exploratoire*. En effet, la nature de ces problèmes d'environnement change. Ils sont globaux et complexes, leurs effets se jugent sur le long terme, et les incertitudes scientifiques les concernant sont très fortes. Ensuite, le périmètre de gestion de ces problèmes globaux change également. L'approche sectorielle ne suffit plus. Une multitude d'acteurs sont concernés, qui portent tous une certaine responsabilité. Ce sont ces comportements, aussi bien des producteurs que des consommateurs, qu'il faut faire évoluer, dans toutes leurs activités. Enfin, ces nouveaux problèmes, pour devenir gouvernables, passent par de nouveaux modes d'organisation. A une réglementation liée à un problème clairement circonscrit, se substituent des formes d'exploration

progressive de solutions à des problèmes qui restent flous, passant par des modes d'apprentissage expérimentaux. Il s'agit d'inciter, de guider, de coordonner des processus d'innovation plutôt que de contraindre, ce qui passe par une diversification des instruments d'action publique. La réglementation est toujours présente, sans doute plus que jamais, mais s'accompagne d'outils économiques contractuels, de mécanismes de marché, de processus de participation, etc.

Après avoir présenté les bases théoriques sur lesquelles s'appuie la notion de régime ainsi que les travaux en histoire des sciences et des techniques ayant exploré les évolutions dans nos quatre thèmes d'analyse, nous allons maintenant montrer comment ces quatre thèmes se sont appariés durant ces quarante dernières années pour former deux régimes distincts de l'évaluation environnementale.

Chapitre II: deux régimes de l'évaluation environnementale et de prise en compte de la biodiversité : « régime pionnier » et « régime institutionnalisé »

Les effets de l'aménagement du territoire sur la biodiversité, comme sur l'environnement biophysique en général, ont longtemps été ignorés au nom du progrès, du désenclavement des territoires et du développement économique. Depuis une quarantaine d'années cependant, les projets d'aménagement, notamment les plus grands d'entre eux mais aussi certaines politiques d'urbanisation, soulèvent de plus en plus de contestation, notamment à cause de leurs coûts environnementaux⁹, suivant en cela le mouvement d'écologisation des sociétés industrielles qui a fait notamment apparaître de nouveaux acteurs comme les associations environnementales (Aubertin, 2005 ; Lascoumes, 1994). En parallèle, l'Etat a progressivement développé un corpus de règles (lois, décrets, circulaires ministérielles) visant à prendre en compte l'environnement dans les projets d'aménagement. Ces règles ont donné lieu à l'élaboration d'un ensemble de pratiques plus ou moins codifiées, connues en France sous l'appellation d'« évaluation environnementale ».

L'évaluation environnementale, en tant que « science réglementaire », c'est-à-dire l'activité de production de connaissances pour répondre à des objectifs contenus dans des normes légales, a été constituée, d'abord aux Etats-Unis, puis en Europe, autour d'instances permettant à ses acteurs de se rencontrer et d'échanger des informations sur leur pratique. En 1980, la revue *Environmental Impact Assessment Review* publie son premier numéro. Elle se donne pour but de permettre aux scientifiques et aux praticiens de faire un état de l'art régulier en matière d'évaluation. En 1981, *l'International*

⁹ Coûts environnementaux, mais pas uniquement. Pour une approche générale des risques économiques et sociaux induits par les grands projets d'aménagement, voir Flyvbjerg, Bruzelius et Rothengatter, 2003.

Association for Impact Assessment (IAIA) est créée lors de la rencontre annuelle de *l'American Association for the Advancement of Science*. L'objectif de l'IAIA est de devenir un forum international d'échange sur le sujet (Burdge, 1991). Dans le monde francophone, le *Secrétariat international francophone pour l'évaluation environnementale* (Sifée), ONG basée à Montréal, est créée en 1996 pour fédérer les acteurs francophones de ce domaine. On peut noter que bien que le ministère français de l'Ecologie y joue un rôle actif, aucune autre structure française (université, entreprise, associations) n'en est toutefois membre, hormis un bureau d'études.

A partir de la fin des années 1990, la biodiversité a été de plus en plus associée aux réflexions sur les problématiques d'aménagement, la faisant sortir du champ de l'écologie où elle était confinée (Franchomme, Bonnin et Hinnewinkel, 2013 ; Lepart et Marty, 2006). C'est en particulier au travers de l'évaluation des impacts des grandes infrastructures que la biodiversité a fait son entrée dans l'aménagement. En France, la relance du programme autoroutier dans les années 1980 et le développement des lignes ferroviaires à grande vitesse dans les années 1990 ont provoqué de nombreux conflits, dont certains ont porté sur des éléments du patrimoine naturel, le terme de biodiversité ayant peu à peu remplacé ce dernier à partir du début des années 2000 (Blandin, 2005 ; Lolive, 1999).

Dans la continuité de ce qui a été développé dans le chapitre précédent, nous proposons ici de décrire les principales caractéristiques du champ de l'évaluation environnementale française en insistant sur les transformations de cette activité depuis la fin des années 1960, en particulier concernant sa composante biodiversité. Pour ce faire, nous proposons de distinguer deux régimes de l'évaluation environnementale. Le premier s'étend de 1976 à la fin des années 1990. Le second couvre les années 2000. Nous utilisons le terme de « régime pionnier » pour nommer la première période. Cette dénomination exprime le fait que, durant ces premières décennies, les procédures d'évaluation doivent se construire à partir de quelques grands principes réglementaires. Tout ou presque est à construire : les outils, les procédures détaillées, les métiers. En conséquence, sous ce régime, l'obligation réglementaire pour les aménageurs de

réaliser une évaluation des impacts sur l'environnement (EIE) n'a été considérée que comme une formalité administrative à la marge de l'activité proprement dite d'aménagement du territoire. L'étude d'impact est considérée comme une simple déclaration des effets de l'aménagement sur l'environnement, suffisante à les justifier et à obtenir l'autorisation des autorités pour démarrer les travaux¹⁰. Des chercheurs ont ainsi montré qu'en Europe, comme aux Etats-Unis, et ce jusqu'à la fin des années 1990, l'effet des études d'impact sur la décision (de faire ou de ne pas faire un projet) est très modeste (Barker et Wood, 1999 ; Jay et al, 2007).

Ce régime pionnier de l'évaluation, avec ses nombreuses limites, sera progressivement remplacé par un régime caractérisé par un corpus réglementaire de plus en plus riche, des méthodes d'évaluation des impacts plus sophistiquées et une implication plus importante des aménageurs, notamment du fait du risque que représente pour leur activité la mauvaise prise en compte de l'environnement. Nous l'appelons le « régime institutionnalisé ».

Nous allons maintenant entrer dans le détail des évolutions du passage d'un régime vers l'autre en montrant les changements qui ont eu lieu dans chacun des quatre thèmes identifiés au chapitre 1: la production de connaissances, les modes de coopération, la gestion du risque et la gouvernamentalité.

¹⁰ Le terme d'évaluation environnementale désigne en général l'ensemble du processus au sein duquel on retrouvera, entre autres, le dossier formel d'étude d'impact au sens strict de la loi et d'autres éléments comme par exemple l'étude d'incidence sur les sites Natura 2000.

1. La production des connaissances

1.1. Le régime pionnier de l'évaluation environnementale : des connaissances limitées

En 1976, les grands principes de l'évaluation environnementale sont fixés par la loi relative à la Protection de la nature (Voir encadré 1)¹¹. Cette loi introduit l'obligation pour les aménageurs de réaliser une étude d'impact sur l'environnement (EIE) pour chacun de leurs projets. Cette étude devient un document nécessaire à l'octroi par l'Etat de l'autorisation d'effectuer des travaux.

Encadré 1 : Les grands principes de l'évaluation environnementale

L'évaluation environnementale compte au moins trois objectifs généraux (Michel, 2001) : concevoir un meilleur projet ; éclairer l'autorité administrative sur la décision à prendre concernant ce projet ; informer le public et le faire participer à la prise de décision.

L'atteinte de ces trois objectifs est conditionnée par le respect de plusieurs principes :

La connaissance de l'état de l'environnement avant impacts

Appelé dans le jargon de l'évaluation environnementale « état initial », il s'agit de réaliser un diagnostic des éléments présent sur le territoire susceptible d'être touché par le projet.

L'évaluation des impacts

Il s'agit du cœur du processus d'EIE. Le monde de l'évaluation environnementale a progressivement distingué différents types d'impacts (Glasson, Therivel et Chadwick, 1999):

Les impacts directs concernent les conséquences immédiates d'un aménagement dans l'espace et dans le temps. L'emprise de l'aménagement peut ainsi provoquer la destruction, la perturbation et la fragmentation des habitats naturels ou semi-naturels, ainsi que la destruction, la perturbation et le dérangement d'individus d'espèces végétales ou animales et l'isolement de leurs populations.

Les impacts indirects peuvent résulter des opérations de réorganisation foncière régulièrement engagées pour compenser l'impact du projet sur les exploitations agricoles. Ces aménagements fonciers (anciennement appelés « remembrement agricole ») et leurs opérations connexes ont souvent des conséquences plus importantes que celles engendrées directement par la construction de l'aménagement. Le développement local de l'urbanisation (habitat et activités) aux abords du nouvel aménagement constitue un autre impact indirect important.

¹¹ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

Les impacts cumulés sont le résultat de l'addition et de l'interaction de plusieurs effets directs et indirects générés par un même aménagement ou bien par plusieurs aménagements dans le temps et l'espace et pouvant conduire à des modifications rapides ou progressives des milieux naturels et semi-naturels. Ainsi, les défrichements d'emprises nécessaires pour réaliser l'aménagement (effet direct) et la suppression de haies lors des aménagements connexes (routes d'accès par exemple) peuvent se cumuler et avoir des effets sur des espèces bocagères (France Nature Environnement et Réseau ferré de France, 2012).

Enfin, il faut également distinguer les *impacts temporaires*, comme la dégradation d'habitats ou la perturbation d'espèces en phase de chantier, des *impacts permanents* comme la perte d'habitats correspondant aux emprises ou conduisant à une rupture définitive de continuums écologiques.

L'atténuation des impacts via l'évitement, la réduction et la compensation

Le principe d'atténuation des impacts est central dans l'optique de réellement concevoir un projet qui prenne en compte la dimension environnementale. Il s'agit d'un processus en trois temps, avec une hiérarchie d'importance entre ces trois temps : d'abord et avant tout, éviter au maximum les impacts, ensuite réduire ceux qui n'ont pu être évités et enfin, éventuellement et si cela est techniquement possible, compenser les impacts résiduels. L'atténuation des impacts qui auront été prédits et la recherche primordiale de l'évitement de ceux-ci repose sur une logique d'anticipation des impacts le plus en amont possible dans la conception des projets, lorsque ceux-ci font encore l'objet d'un choix entre variantes ou options.

La présentation de solutions alternatives

L'étude d'impact, au même titre que les procédures liées à la biodiversité (études d'incidence Natura 2000 et dossiers « espèces protégées ») demande à ce que la réalisation du projet d'aménagement soit justifiée au regard d'autres solutions alternatives à ce projet, présentant moins d'impact sur la biodiversité concernée. Le pétitionnaire doit faire état des éventuels autres projets ou des différentes options du projet qui pourraient être réalisés pour satisfaire les besoins généraux pour lesquels le projet est prévu.

La justification de l'opportunité du projet et la notion d'un intérêt public majeur

L'aménageur doit justifier des raisons pour lesquelles le projet a été retenu. En ce qui concerne les grands projets portés par l'Etat, cette justification inclut une démonstration de l'opportunité du projet lui-même au vu des objectifs poursuivis et des besoins identifiés, et ce notamment eu égard aux impacts sur l'environnement.

La participation du public

L'avis du public et des « parties prenantes » (différents groupes de pression) sur un projet donné est progressivement devenu un passage obligé pour toute évaluation environnementale, notamment depuis la Loi Bouchardeau de 1983 sur la démocratisation de l'enquête publique, et la Loi Barnier de 2005 qui instaure la possibilité d'un débat public en amont de l'enquête publique, afin de recueillir les avis sur l'opportunité-même du projet.

Les principes de l'évaluation environnementale inscrits dans cette loi n'évolueront plus sensiblement par la suite. Ils forment le cadre procédural dans lequel s'inscrit la pratique de l'EIE. Au sein de ce cadre relativement lâche, les acteurs de l'évaluation, aménageurs, services de l'Etat instructeurs des études et bureaux d'études, apprendront à produire une expertise. A partir de principes réglementaires généraux, des normes plus précises seront fixées et négociées et notamment des méthodes concrètes permettant la mesure des impacts suspectés.

1.1.1. Le cadre réglementaire : la protection de la nature avant celle de l'environnement

Le décret précisant la loi générale de 1976 relative à la Protection de la nature, stipule que l'EIE consiste en « une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement, et en particulier sur la faune et la flore, les sites et paysages, le sol, l'eau, l'air, le climat, les milieux naturels et les équilibres biologiques, sur la protection des biens et du patrimoine culturel et, le cas échéant, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses) ou sur l'hygiène, la santé, la sécurité et la salubrité publique »¹². Bien que la notion d'environnement soit entendue dans un sens assez large, la prédominance de la « nature » (faune, flore, milieux naturels, équilibres biologiques) est évidente. Le fait même que le principe de l'étude d'impact sur l'environnement apparaisse dans le cadre d'une loi relative à la protection de la nature n'est d'ailleurs pas anodin¹³. Ceci s'explique en particulier par l'antériorité dans la vie politique française de la protection de la nature par rapport l'environnement (Charvolin, 1999)¹⁴. Cette dernière notion, venue des Etats-Unis, a encore un sens très imprécis en France dans les années 1960, et trouve son origine chez les planificateurs urbains et les prospectivistes qui s'intéressent

¹² Décret n°77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

¹³ La loi de protection de la nature introduit d'ailleurs la notion d'étude d'impact *sur les milieux naturels* (et non pas sur l'environnement). Cette notion est développée en préambule, dans l'article 2. Ensuite, sur les quatre chapitres thématiques de la loi, tous concernent des éléments de la nature : la faune et la flore (ch.1), l'animal (ch. 2), les réserves naturelles (ch. 3) et les espaces boisés (ch. 4).

¹⁴ Par exemple, le Conseil national pour la Protection de la nature (CNP) est créé dès 1946.

aux problèmes spécifiquement urbains de pollution et de nuisances, dans un contexte de développement du territoire orienté par la question de la ville. La protection de la nature, de son côté, a déjà une assez longue histoire, émaillée de controverses autour de la naissance des réserves naturelles (création de la réserve des 7 îles en 1912), puis des parcs nationaux (Loi de 1960) et des parcs naturels régionaux (1967). Ainsi, le conflit autour de la Vanoise entre 1969 et 1971 va fédérer les associations de protection de la nature au sein de ce qui s'appelle aujourd'hui France Nature Environnement (FNE). Au niveau gouvernemental, une Direction générale de la protection de la nature (DGPN) est créée au ministère de l'Agriculture en juin 1970. En janvier 1971, la DGPN est intégrée au nouveau ministère de la protection de la nature et de l'environnement. Elle en est un élément central car elle est la seule structure dotée de moyens (Charvolin, 1999).

1.1.2. Des impacts sur quelle biodiversité ?

La Loi relative à la protection de la nature de 1976 introduit l'étude d'impact en même temps que les grands principes de protection des espèces et des habitats. Cette concomitance implique de facto un manque de recul en matière de connaissances sur lesquelles pourraient s'appuyer les études d'impact. En effet, les connaissances en matière de protection des espèces et des habitats sont construites pour l'action, celle de conserver, et à partir de certaines normes de conservation, auxquelles tentent de répondre les écologues et biologistes de la conservation (Alphandéry et Pinton, 2007)¹⁵. Or, en 1976, il n'existe aucune base de données, aucun indicateur qui permette de connaître aisément les cibles des impacts d'un aménagement donné. Les savoirs naturalistes sont souvent limités à la monographie de sites locaux emblématiques et présentent de nombreuses failles (en termes de taxons). La connaissance en matière de répartition des espèces et des habitats est encore modeste et les données sont très

¹⁵ Les historiens ont montré que l'activité des scientifiques naturalistes au sein des sociétés savantes et des muséums régionaux s'est toujours confondue avec celle de protection de la nature (Charvolin et Bonneuil, 2007; Raffin et Ricou, 1985).

éparpillées. Aucune connaissance sur ce qu'il est convenu d'appeler à l'époque le patrimoine naturel n'est alors centralisée¹⁶.

Suite à la Loi de 1976, le ministère de l'Ecologie s'engage dans la constitution des premières listes d'espèces et d'espaces à protéger. Pour cela, un processus de rationalisation des données naturalistes est mis en place, au travers notamment des premiers atlas du patrimoine naturel (Alphandéry et Fortier, 2011). Face au manque de moyens publics dédiés à cette tâche, les services du ministère vont s'appuyer sur les associations naturalistes en leur déléguant certaines compétences, notamment en matière de production de données (voir encadré 2). Ce rôle est légitimé par une reconnaissance officielle des associations, via l'agrément du ministère, permettant à celles-ci d'agir en matière de connaissances et de protection de la nature, par exemple en participant aux travaux d'organismes publics ou en étant présent dans les conseils d'administration des établissements publics concernés par l'environnement (Lascoumes, 1994).

Encadré 2 : Sociétés savantes, associations naturalistes et associations environnementalistes

Les sociétés savantes sont créées au 19^e siècle et sont composées en majorité d'amateurs, qui vont jouer un rôle central dans l'évolution des sciences naturalistes au travers de leurs observations de terrain (Matagne, 1996). Avec la création de postes dans les universités pour ces botanistes et zoologistes au début du 20^e siècle, les sociétés savantes se transforment en associations naturalistes et de protection de la nature (Micoud, 2001)¹⁷. Celles-ci vont dès lors occuper une place à part dans la nébuleuse des associations environnementalistes, dont un nombre important naît dans les années 1960 dans le cadre des contestations du modèle productiviste et technocratique. Les associations naturalistes sont caractérisées notamment par leur intérêt pour la production de connaissances, une légitimité en matière d'expertise (ce qui les incite à ne pas s'exprimer sur ce qui est au-delà de leur champ d'expertise), ainsi qu'une capacité à mobiliser très régulièrement des bénévoles (Micoud, 2001).

Ce rôle particulier des naturalistes amateurs, souvent intéressés par l'espèce rare, renforcera la représentation dominante du moment en termes de patrimoine naturel, qui

¹⁶ Le terme de patrimoine naturel entre dans le droit français avec le décret du 1^{er} mars 1967 instituant les Parcs naturels régionaux.

¹⁷ L'écologie n'entre formellement dans le monde de la recherche française qu'en 1955 avec la création au MNHN de la première chaire « d'écologie générale et de protection de la nature » (Charvolin et Bonneuil, 2007).

promeut une vision du monde où les activités humaines constituent des perturbations négatives pour la nature. Cette approche patrimoniale sera institutionnalisée en 1979 avec l'organisation de l'inventaire du patrimoine naturel confiée au MNHN. Celui-ci crée pour cette mission le Service faune flore, chargé de valider les données issues des associations et de proposer une standardisation des protocoles, dans l'optique de produire listes et atlas.

Une des initiatives-phare en la matière est le lancement en 1982 de l'inventaire des Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF). La réalisation de cette étape pionnière et expérimentale, sur plus de 10 ans¹⁸, a mobilisé de nombreux participants, pas seulement bénévoles et associatifs (certains bureaux d'études ont ainsi été sollicités ou ont volontairement contribué). Bien qu'elle ait donné lieu à de nombreuses questions méthodologiques (Amelot et Couderchet, 2010), cette initiative formera un socle commun de connaissances spatialisées sur les espèces et habitats patrimoniaux, et ce à l'échelle métropolitaine.

Instruments de connaissance et non de protection, ne recevant une existence juridique qu'en 2002 avec la loi sur la démocratie de proximité, ces « zonages de savoir » constitueront dans la pratique l'un des premiers indicateurs en matière de faune et de flore sur lesquels les aménageurs pourront bâtir leurs études d'impact. De plus, et malgré leur faiblesse juridique, les ZNIEFF joueront un rôle non-négligeable en matière judiciaire dans les recours contentieux produits par les associations concernant certains aménagements (Clap, 2005).

A côté des ZNIEFF, d'autres zonages, ceux-ci dotés d'un statut réglementaire, comme les réserves naturelles et les arrêtés préfectoraux de protection du biotope (APPB), constituent des éléments à nécessairement prendre en compte et éviter par les aménageurs, la loi interdisant d'altérer ces espaces. Néanmoins, leur nombre et leur surface restreints en font des éléments d'exception.

¹⁸ En 1994, une phase de modernisation de l'inventaire ZNIEFF est lancée, appelée inventaire (et donc ZNIEFF) de 2^e génération, caractérisée notamment par une méthode de désignation des sites affinée.

1.1.3. Une expertise à construire

Face à cet état très parcellaire des connaissances et des outils à leur disposition, les aménageurs et leurs bureaux d'études créent leurs propres méthodes, guidées par la nécessité de prédiction. Il s'agit bien-sûr de prédire les impacts en tant que tels mais aussi les solutions possibles pour atténuer ces impacts, comme les mesures d'évitement de réduction et de compensation des impacts (Glasson, Therivel et Chadwick, 1999). Cependant, dans le régime pionnier, la tendance est de sous-estimer cette dimension de prédiction au profit d'études descriptives¹⁹. Alors que l'« état initial » de l'environnement concerné par le projet est décrit précisément dans les études, la présentation des impacts suspectés et leur amplitude ne font l'objet que de quelques phrases très générales, souvent des formules toutes faites. Dans ce régime, les modèles, qui rendent possible la prédiction au-delà du dire d'experts, n'existent pas, même si à cet égard certains impacts sont mieux étudiés que d'autres (les pollutions de l'air et sonore sont plus facilement simulées mathématiquement que les impacts écologiques). Cette situation a amené l'Etat à produire des guides de bonnes pratiques à destination des auteurs d'études d'impacts. Cependant, ces guides se contentent en général de décrire l'EIE au travers d'une lecture procédurale, plutôt que de proposer des méthodes permettant de réaliser l'exercice de prédiction (voir par exemple Michel, 2001).

La prédiction objective de l'amplitude des impacts n'est néanmoins pas suffisante pour évaluer ceux-ci. L'un des objectifs principaux de l'EIE étant d'aider à prendre une meilleure décision, il reste en effet à juger de l'importance de ces impacts au regard des enjeux globaux du projet. L'importance d'un impact, qui sera éventuellement jugée acceptable par le preneur de décision, ne dépend pas uniquement de l'amplitude de cet impact, mais également de la cible, notamment de la capacité de la composante de l'environnement touchée à retrouver un état normal, mais aussi de la valeur que l'on accorde à cette composante. La dimension subjective est donc toujours présente dans l'évaluation des impacts. Dans le régime pionnier de l'évaluation environnementale,

¹⁹ Cette tendance est encore courante dans les années 2000. Voir les rapports de l'Autorité environnementale (par exemple, (Autorité environnementale, 2012)).

cette démarche est laissée à l'appréciation du pétitionnaire de l'étude. Ce sont en effet les experts de l'aménageur qui établissent, seuls et sans justification, les critères à partir desquels juger de l'importance des impacts environnementaux, au regard notamment des autres dimensions du projet, comme par exemple les bénéfices sociaux qu'il est censé apporter (Glasson, Therivel et Chadwick, 1999).

Il n'est pas aisé de faire une histoire, même succincte, de cette phase d'apprentissage qui a vu l'avènement sur le tard des premiers bureaux d'études spécialisés en écologie. Le monde des bureaux d'études intéresse peu les chercheurs (dans un tout autre domaine que la biodiversité, voir cependant (Le Masson et Weil, 2008). Au travers de nos entretiens et de sources secondaires comme le rapport du ministère de l'Ecologie sur la professionnalisation des bureaux d'études en matière d'évaluation environnementale (Lavoux et Féménias, 2011), il est néanmoins possible d'établir quelques jalons.

On peut distinguer deux grands types de bureaux d'études en fonction de leur degré de spécialisation. Certains bureaux d'études sont généralistes, c'est-à-dire qu'ils assurent la fonction d'« ensemblier » dans le but de produire une étude d'impact globale cohérente. Ces structures sont souvent dépourvues de spécialistes dans les domaines ciblés de l'environnement et ont systématiquement recours à la sous-traitance pour la partie « biodiversité » des études. Ils font alors appel à de petites structures spécialisées dans les milieux naturels et l'écologie, constituées d'ingénieurs-écologues. Dans le régime pionnier (de la fin des années 1970 à la fin des années 1990), ces structures spécialisées n'existent pas. L'un des plus anciens est fondé en 1990 et parmi les structures les plus réputées, on en trouve un autre créé en 2001. Ces structures peuvent à leur tour sous-traiter une partie des études spécialisées à des associations ou à des universitaires. C'est particulièrement le cas dans le domaine de la biodiversité où la réalisation de relevés faunistiques et floristiques approfondis pour réaliser l'« état initial » de la biodiversité est souvent une spécialité des associations naturalistes locales, du fait de leur connaissance unique du territoire qu'elles se font mission de connaître et de protéger (Micoud, 2001).

Face à l'état limité des connaissances, les premiers bureaux d'études spécialisés en écologie créent leurs propres méthodes. Celles-ci sont basées sur des critères de rareté avec l'objectif d'éviter toute perte d'espèce à une échelle territoriale jugée significative. Du fait de l'absence de statut officiel des espèces — les listes d'espèces protégées seront constituées progressivement (1981 pour les oiseaux et mammifères, 1982 pour la flore, 1988 pour les poissons, 1993 pour les amphibiens, reptiles et insectes) — certains bureaux constituent leurs propres fiches d'espèces et les classent à leur façon²⁰. Au fur et à mesure, l'approche se complexifie, avec par exemple un critère d'importance d'impact venant pondérer la rareté de l'espèce à une certaine échelle spatiale, ceci permettant de mieux juger de la menace pesant sur l'espèce (certaines espèces rares n'étant pas spécialement sensibles aux impacts des aménagements, comme les espèces rudérales peu communes)²¹.

Les fonctions des bureaux d'études ne se limitent néanmoins pas à celles d'expertise naturaliste ou de prédiction des impacts. Les bureaux d'études se considèrent souvent (et sont vus comme tels par les maîtres d'ouvrage) comme les avocats du maître d'ouvrage, leur rôle pouvant aller jusqu'à défendre le dossier devant les services instructeurs de l'Etat. Il s'agit alors de jongler entre respect des prescriptions réglementaires, qualité technique des méthodes pour y répondre et prise en compte des intérêts du client aménageur²².

Dans ce contexte, la constitution d'une légitimité professionnelle pour les quelques bureaux d'études spécialisés en écologie qui sont apparus dans les années 1990 n'a pas été chose aisée. Pendant toute une période, ceux-ci étaient considérés par les services de l'Etat comme étant « achetés » et servant à défendre à tous prix les intérêts de leurs clients. A partir du début des années 90 cependant, ces structures ont été progressivement mieux reconnues en tant que prestataires de conseil et d'expertise

²⁰ Quant aux premières listes rouges nationales, basées sur les critères de l'UICN mais ne traitant pas de l'ensemble des espèces, leur apparition date du milieu des années 1990 (UICN France, 2009).

²¹ Entretien avec deux responsables d'un bureau d'étude en écologie et milieux naturels, 10 octobre 2012.

²² Ce point sera abordé dans les parties II et III de la thèse au moment de l'analyse détaillée de nos cas d'études.

valable. Pour certains acteurs de ce milieu professionnel, ce serait l'absence de contraintes réglementaires précises dans les années 1980 et 1990 qui aurait en fait permis aux bureaux d'études de développer une expertise reconnue comme telle par les services de l'Etat et par les clients aménageurs²³. Enfin, à cette période de créativité aurait succédé, dans les années 2000, du fait de l'inflation réglementaire en matière de protection de la nature, une phase où les bureaux d'études redeviennent principalement les avocats des aménageurs face à l'augmentation du risque réglementaire.

Il n'en reste pas moins que les services de l'Etat ont, de manière récurrente, exprimé leur insatisfaction concernant la qualité des productions des bureaux d'études, à tel point qu'il est admis qu'ils ont constitué des « listes noires » de bureaux d'études dont les études d'impact sont jugées médiocres (Lavoux et Féménias, 2011).

1.2. Le régime institutionnalisé de l'évaluation : innovation et rationalisation

1.2.1. De nouvelles méthodes d'évaluation

Dans le monde de l'aménagement, les méthodes d'évaluation des impacts des aménagements, impacts socio-économiques comme impacts environnementaux, se sont largement développées à la fin des années 1990 et au début des années 2000. Les méthodes et procédures standardisées deviennent la norme, répondant mieux aux attentes des services de l'Etat. Parmi les méthodes d'évaluation les plus courantes, deux peuvent être distinguées : l'analyse coûts-bénéfices (ACB), qui cherche à exprimer les impacts, surtout sociaux et économiques, en unité monétaire, et l'analyse multicritères (AMC) qui cherche à mettre en balance des unités incommensurables, comme les valeurs liées à l'environnement naturel. L'analyse multicritères pour l'aide à la décision permet de bâtir un consensus sur le choix d'une option en fonction de plusieurs critères

²³ Entretien avec deux responsables d'un bureau d'étude en écologie et milieux naturels, 10 octobre 2012.

et en fonction de poids donnés à ces critères (Bojórquez-Tapia, Sánchez-Colon et Florez, 2005).

Dans le régime institutionnalisé, les deux approches, ACB et AMC, coexistent sans liens étroits. Récemment, un regain d'intérêt pour la valorisation économique des biens environnementaux, notamment de la biodiversité, a relancé les débats sur le calcul des coûts et bénéfices environnementaux (Chevassus-au-Louis, Salles et Pujol, 2009)²⁴. Cependant, le caractère intangible des biens environnementaux comme la biodiversité, rend leur évaluation monétaire particulièrement ardue. Dans le monde de l'aménagement, c'est pour répondre à ces faiblesses que des méthodes d'évaluation multicritères pour l'aide à la décision ont été développées de manière complémentaire, et qu'elles en sont venues à constituer aujourd'hui le cœur de l'évaluation environnementale. La méthode la plus usitée, notamment dans les grands projets d'aménagement comme ceux qui sont analysés dans cette thèse, est une version simplifiée de l'analyse multicritères. Il s'agit d'une approche qualitative par couleurs ou graduée, par exemple de 1 à 5, indiquant l'importance à laquelle chaque solution alternative satisfait aux différents critères environnementaux, mais aussi sociaux, économiques ou techniques. Ainsi, différents scénarios d'aménagement pourront être plus ou moins sensibles à ces différents enjeux. La résultante peut se présenter sous la forme d'une matrice ainsi que, souvent, sous forme spatialisée, les différentes variantes d'aménagement étant représentées par des pigmentations en fonction des différentes « sensibilités » traversées (nous détaillerons cette méthode dans le premier chapitre de la seconde partie de la thèse)

L'un des principaux atouts des méthodes d'analyses multicritères est qu'elles peuvent être présentées et discutées dans le cadre des processus de concertation (Vatn, 2009). Cependant, les spécialistes de l'évaluation environnementale reconnaissent volontiers

²⁴ En 2012-2013, le Centre d'analyse stratégique a réuni dans un groupe de travail les acteurs de l'évaluation socio-économique dans le but d'élargir l'assiette des biens pris en compte dans cette forme d'analyse. Parmi les thèmes, la biodiversité a été l'objet de discussions, mais l'opposition des deux méthodes, analyse socio-économique d'une part et évaluation environnementale d'autre part, est restée forte, ne permettant pas d'aboutir à un consensus sur l'intérêt et la pertinence d'intégrer la biodiversité dans l'analyse socio-économique au travers d'une valeur monétaire.

que les méthodes d'évaluation des impacts, y compris les AMC, restent encore souvent la « boîte noire » de l'évaluation environnementale (Glasson, Therivel et Chadwick, 1999). En effet, au-delà de l'équilibre, difficile à trouver, entre sophistication technique et compréhension par le public, ces méthodes sont pétries de valeurs sous-tendant certains choix à faire pour rester dans le domaine du faisables ou possible pour l'aménagement. Ces valeurs et les choix qui en sont issus ne sont souvent pas discutés car considérés comme purement techniques, alors qu'ils contiennent une dimension politique (voir la partie II pour une analyse critique de l'outil multicritère d'évaluation dans le cadre des grands projets ferroviaires).

1.2.2. Rationalisation des connaissances naturalistes

A partir des années 1990, les évolutions des connaissances sur la nature sont influencées par les politiques européennes en matière de protection de la nature. La directive Habitats-Faune-Flore de 1992 (la Directive « Oiseaux » ayant montré la voie dès 1979) lance une politique de mise en place d'aires protégées, dite Natura 2000 et influence fortement, pour les renforcer, les contenus des législations nationales sur les espèces protégées (Pinton et al. 2007).

Cette transformation aura une grande influence sur la façon de réaliser les évaluations des impacts sur la biodiversité dans les projets d'aménagement. En effet, la politique Natura 2000 constitue un changement de vision quant à la façon d'envisager la conservation dans la mesure où la frontière entre espaces naturels préservés et espaces mis en valeur par l'homme devient plus perméable. L'idée sous-jacente est que la nature du continent européen, jamais tout à fait coupée des activités humaines du fait de son histoire, doit être prise en compte dans tous les types de milieux, notamment agricoles.

Cette nouvelle politique européenne de conservation est également en phase avec la vision de la nature adoptée en 1992 dans le cadre de la CDB, qui consacre ce déplacement de perspective en faisant de la notion de biodiversité, avec ses trois niveaux d'organisation et son objectif d'utilisation durable des éléments qui la composent, la nouvelle norme dominante pour l'action au détriment de celle de

patrimoine naturel, qui supposait une rupture entre nature et activités humaines (voir aussi l'annexe 2 sur les différentes visions de la nature).

Pour autant, Natura 2000 constitue surtout un changement pour ce qui est des modes de gestion des espaces à préserver et des modalités de participation des acteurs associés à ceux-ci, car, en matière de « cible » à protéger, ce sont toujours les espèces menacées qui sont visées, et non pas la nature « ordinaire » (Couvet et Vandeveld, 2014)²⁵. En effet, la justification sur laquelle repose Natura 2000 est toujours bien le souci de protection d'espèces et d'habitats jugés en danger, les sites étant désignés dans le but de maintenir un certain « état de conservation » d'espèces et d'habitats « d'intérêt communautaire », cet intérêt étant fonction de leur rareté.

D'un point de vue méthodologique, il faut souligner la différence fondamentale entre l'étude d'impact d'une part (l'évaluation environnementale au sens strict) et les dossiers d'incidences Natura 2000 et de dérogation pour destruction d'espèces protégées d'autre part. Ces derniers n'évaluent les effets du projet que par rapport aux objectifs précis pour lesquels le site Natura 2000 ou l'espèce en question a été désigné, c'est-à-dire le maintien de l'état de conservation de ces espèces ou de ces habitats menacés et considérés d'intérêt communautaire ou d'enjeu national. Pour l'étude d'impact au sens strict, la référence est l'état initial de l'environnement, établi au début des études du projet, qui ne constitue pas une norme en tant que telle mais simplement une situation à un temps t.

2. Les formes de coopération

Comment les acteurs ont-ils coopéré sur le terrain pour mettre en œuvre les principes de l'évaluation des impacts sur l'environnement et en particulier sur la biodiversité ?

L'EIE est une pratique qui s'est constituée dans un jeu à quatre : les services de l'Etat chargés de faire appliquer la réglementation, l'aménageur, ses bureaux d'études, et les associations de protection de la nature. Ce jeu est néanmoins inégal dans la mesure où

²⁵ Voir la partie IV de la thèse pour un approfondissement de cette distinction entre nature remarquable et nature ordinaire.

les prescriptions de certains acteurs sur les autres sont très fortes. L'évaluation environnementale est très contrainte par le cadre réglementaire. En particulier, les relations entre le pétitionnaire (aménageur et ses bureaux d'études) et les services de l'Etat sont motivées par deux injonctions, contradictoires, quant au rôle des services de l'Etat. Une injonction d'instruction formelle d'un dossier déposé par un pétitionnaire, et une autre d'accompagnement du pétitionnaire pour le guider dans sa démarche d'évaluation. L'instruction d'un dossier réglementaire par un service instructeur ne permet pas le dialogue entre les deux parties, le service instructeur ne pouvant faire modifier un dossier qu'en rappelant au pétitionnaire les aspects réglementaires, et ce après le dépôt officiel du dossier, ce qui arrive assez tard dans le déroulement d'un projet, souvent au moment de l'enquête publique.

Nous verrons que la logique d'instruction est caractéristique du modèle pionnier alors que sous le régime institutionnalisé, elle a été complétée par la logique d'accompagnement de l'aménageur par les services de l'Etat.

Vécue comme une obligation (exigence réglementaire) par l'aménageur, la procédure d'EIE a néanmoins engendré une dynamique de coopération au sens d'un ensemble de pratiques destinées à atteindre un but commun. Il faut souligner la diversité des formes de coopération en fonction des situations et notamment du type d'aménagement. Le cas des grands aménagements est à cet égard plutôt un cas particulier. Les grands maîtres d'ouvrage, publics ou privés, ont appris avec le temps à se montrer vigilants vis-à-vis des exigences des services de l'Etat autant que par rapport aux contestations locales qu'inspirent leurs projets. Face aux risques que font courir aux projets les difficultés liées à l'instruction administrative, les contentieux avec le milieu associatif ou encore les batailles d'experts, les grands maîtres d'ouvrages ont compris l'avantage de collaborer avec les services instructeurs et de répondre à leurs demandes, par exemple en contractualisant avec des prestataires dignes de confiance leur permettant de proposer des études de qualité pour éviter les blocages.

La situation est bien différente dans le cas des petits aménagements, pour lesquels l'attention des services de l'Etat a longtemps été moins forte, tout comme la vigilance des associations, ce qui, ajouté aux marges budgétaires plus étroites des petits maîtres

d'ouvrages, n'a pas favorisé la montée en qualité des études d'environnement (Lavoux et Féménias, 2011).

2.1. La coopération sous le régime pionnier de l'évaluation

Dans le modèle pionnier, c'est la logique d'instruction qui a prédominé, en limitant les contacts entre le pétitionnaire de l'EIE et les services de l'Etat à une étape préalable à l'étude, l'examen au « cas par cas », qui consiste à définir si l'instruction d'un dossier nécessite une étude environnementale ou non.

Progressivement, et ce surtout depuis la fin des années 1990, des réunions plus régulières entre aménageur et services instructeurs, destinées à l'échange d'information, sont venues compléter le calendrier restreint de l'instruction formelle des dossiers d'études d'impact. En effet, les services de l'État compétents en matière d'environnement ont petit à petit disposé d'informations sur l'état de l'environnement, dans le cadre de leur mission de collecte et de traitement de l'information environnementale²⁶. Comme nous l'avons vu, ces informations ont été mises en forme progressivement dans des bases de données. Depuis 1998, c'est d'ailleurs au titre d'« autorité publique » au sens de la convention d'Aarhus, que les autorités, notamment les DREAL (ex-DIREN) mettent ces données environnementales à disposition. Ainsi par exemple, des « profils environnementaux régionaux » ont été élaborés à partir de 1999 par les DIREN pour décrire l'état de l'environnement à l'échelle régionale ou sous régionale²⁷. Avec la déconcentration des services de l'Etat par la création des DIREN réalisée entre 1988 et 1992, les aménageurs ont pu trouver face à eux des interlocuteurs basés dans les territoires, et non plus au Ministère central à Paris (Le Bourhis, 2009).

²⁶ Aux missions d'instruction des dossiers réglementaires, de collecte et de traitement de l'information environnementale, s'ajoute également une troisième mission des services déconcentrés de l'Etat, moins importante, l'action redistributive, au travers de la gestion de crédits au profit de tiers (Le Bourhis, 1999).

²⁷ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Profil-environnemental-regional.html>

2.2. La coopération sous le régime de l'évaluation institutionnalisée

Dans ce régime, les formes de coopération entre les acteurs sont largement influencées par un cadre réglementaire né dans les années 1990 régissant les relations entre parties dans le contexte des projets d'aménagement. La « participation du public » devient un impératif réglementaire mais est aussi souvent une activité mise en place volontairement par les aménageurs eux-mêmes, afin de favoriser des formes de relations moins conflictuelles avec les acteurs du territoire concernés par leur projet, et ainsi améliorer l'« acceptabilité » de celui-ci.

Il semble utile ici de revenir brièvement sur le développement de cette injonction de la concertation, de ce « devoir débattre », devenu une caractéristique centrale de l'aménagement du territoire, et même plus largement de la vie publique des sociétés contemporaines (Blatrix, 2002 ; Bonneuil et Joly, 2013).

Claeys-Mekdade distingue trois moments dans l'histoire de la concertation en matière d'environnement en France (Claeys-Mekdade, 2006) : l'acceptation, l'opposition et la participation.

L'acceptation moderniste dure le temps des « trente glorieuses ». L'Etat modernise la nation par des politiques industrielles et d'aménagement du territoire sans précédent. L'Etat centralisateur veut notamment pallier ce qu'était la France aux yeux de certains de ses politiques et de ses ingénieurs : Paris et le désert français, selon le titre de l'ouvrage célèbre du géographe Jean-François Gravier (Gravier, 1947). On théorise la notion de « métropoles d'équilibre » pour contrebalancer le poids de Paris et on conçoit un réseau d'infrastructures de transport, notamment autoroutier, pour les relier entre elles, même si la structure en étoile avec Paris comme centre restera dominante. La plupart des français bénéficient de cet élan modernisateur. Croissance économique, consommation de masse et progrès techniques vont de pair. Dans ce contexte, les aménagements ne suscitent pas, ou très peu, d'oppositions, ou du moins celles-ci sont-

elles canalisées par le jeu des pouvoirs en place locaux et par les négociations entre le « pouvoir périphérique » et l'état central (Grémion, 1976).

Une période d'opposition aux projets d'aménagements commence au début des années 1970. Les « nouveaux mouvements sociaux » insistent sur le côté négatif de la modernisation, notamment en matière d'environnement. Les luttes anti-nucléaires, la contestation de projets d'aménagement comme les stations de ski ou les infrastructures de transports remettent en cause les projets des aménageurs, et en particulier ceux du plus important, l'Etat central. Entre 1974 et la fin des années 1990, plus de 1 600 projets sont contestés en France (Charlier, 2000). Et ce sont sans doute autant d'associations locales qui sont créées pour s'y opposer. Le foisonnement de ces associations, créées spécifiquement en réaction aux aménagements, serait d'ailleurs une caractéristique propre du mouvement associatif environnemental à la française (Claeys-Mekdade, 2006)²⁸. Parallèlement, au niveau national, des réseaux se structurent, en lien avec le local, mais sur le modèle des associations américaines, avec par exemple la naissance des Amis de la Terre France en 1970 et la structuration qui en est issue de l'écologie politique avec les premiers candidats écologistes aux élections.

Une troisième période, celle de la participation, succède à la période d'opposition. Elle est caractérisée par la mise en place par l'Etat d'une série d'outils juridiques, allant de la circulaire ministérielle sectorielle aux lois générales. Dans une logique d'intégration de la critique, l'Etat français répond à la contestation par l'institutionnalisation des désirs de participation du citoyen. La Loi « Bouchardeau » de 1983 relative à la démocratisation de l'enquête publique et à la protection de l'environnement est une première étape essentielle de ce mouvement. On peut aussi citer, pour le cas spécifiques des grands projets ferroviaires, la circulaire « Bianco » de 1992, du nom du ministre des transports de l'époque, qui appelle à l'organisation d'une concertation en amont des projets, préfigurant ainsi la création des débats publics et de la Commission nationale du Débat public. Cette circulaire est édictée en pleine contestation du TGV Méditerranée, dans une tentative de lever les blocages. Avec la loi « Barnier » relative au renforcement de la protection de l'environnement en 1995, la consultation du public

²⁸ Comme déjà explicité, les associations de protection de la nature sont un cas spécifique dans la nébuleuse associative environnementaliste. Nombre d'entre elles préexistaient aux associations de défense du cadre de vie ou aux associations « NYMBY ».

et des associations en amont des décisions d'aménagement est renforcée grâce à l'instauration de la pratique du débat public. Enfin, en 2002, la loi sur la démocratie de proximité transcrit en droit français la Convention d'Aarhus sur le droit à l'information et à la participation. Elle renforce le rôle de la CNDP et institue notamment les conseils de quartier.

Ces outils juridiques ont en commun de s'inscrire explicitement dans une problématique environnementale. La participation qu'ils promeuvent est toujours relative à la protection de l'environnement. Bien que l'existence des premiers processus de concertation est antérieure au développement des politiques environnementales, celles-ci ont largement contribué à leur développement, en particulier sous l'impulsion du milieu associatif environnementaliste (Lascoumes, 1994). Ainsi, la CNDP, en agissant dans une perspective environnementale, ne permet pas seulement au citoyen de s'exprimer, mais peut-être avant tout à l'« éco-citoyen » (Claeys-Mekdade, 2006).

Dans le régime de l'évaluation institutionnalisée, l'évaluation environnementale est intimement liée aux procédures de participation. Plusieurs interprétations peuvent être associées à cette relation. S'agit-il d'un outil d'émancipation des parties prenantes jusque-là tenues à l'écart des décisions et permettant à celles-ci d'influencer le devenir des projets ou est-on en présence d'un instrument de gouvernance de la part des promoteurs de ces procédures institutionnalisées dont l'objectif est de redonner confiance dans le projet proposé, de neutraliser la critique en instaurant un dialogue avec les acteurs qui le contestent ? Sans doute ces processus procèdent-ils un peu des deux objectifs : à la fois promouvoir une certaine démocratisation de la démocratie (représentative) et instituer une nouvelle forme de gouvernementalité (Bonneuil et Joly, 2013 ; voir aussi le point 4 de ce chapitre).

3. L'évolution des formes de risque

3.1. Le régime pionnier de l'évaluation : l'absence de risques autour de la biodiversité

Avec l'avènement de l'étude d'impact, l'environnement naturel devient un objet « à risque » du fait des conséquences potentiellement négatives du futur aménagement. Avec la loi de 1976, les projets font l'objet d'une étude d'impact mais celle-ci ne provoque pas de remise en question des projets. Pour les acteurs de l'aménagement, l'évaluation environnementale naissante, bien que suscitant certaines résistances, n'est pas considérée comme un risque pour leur activité. En effet, dans ce régime pionnier, l'évaluation des impacts est rarement sujette à controverses. Les problèmes écologiques ne sont pas des sujets susceptibles de provoquer des conflits entre acteurs de l'aménagement et acteurs locaux. Dans son analyse des contestations du TGV Méditerranée, Jacques Lolive a bien montré que lors du choix du tracé de la ligne par la Mission de concertation chargée de trouver un tracé accepté par les diverses parties prenantes, les espaces naturels sont sacrifiés. Ainsi, dans les bouches du Rhône, 70% du tracé sélectionné est situé dans des ZNIEFF. C'est l'acceptabilité sociale qui compte, et notamment la paix avec les viticulteurs. Car « les arbres ne protestent pas »²⁹, et leurs porte-paroles sont absents (Lolive, 1999, p. 107). Sur ce projet d'aménagement pourtant emblématique de ce que peut être une forte contestation, les combats autour de la préservation d'éléments naturels, comme par exemple celui autour de la préservation de l'aigle de Bonelli, surviennent très tardivement comme un moyen de dernier recours pour s'opposer au projet. Mené par des associations naturalistes locales, le combat pour l'aigle de Bonelli ne parvient pas à rassembler les autres associations d'opposants, pourtant membres de la même fédération d'associations opposées au projet. Ces associations, pour la plupart mues au

²⁹ Phrase attribuée à Max Querrien, président de la Mission de concertation du projet de TGV Méditerranée (1990-1991).

départ par des intérêts locaux, avaient réussi à faire monter en généralité leur mobilisation en élargissant leurs préoccupations à la poursuite d'un intérêt général différent de celui du porteur de projet (aménagement différent du territoire, rôle de la grande vitesse, etc.). Pourtant, suite à un affaiblissement des opposants, notamment du fait d'un processus de concertation à l'initiative de l'Etat, la tentative de relance de la contestation par la question écologique ne fonctionne pas. En effet, ce combat pour l'Aigle de Bonelli entre en contradiction avec les principales valeurs animant les autres associations contestataires. Les défenseurs de l'aigle de Bonelli mettent en avant l'indifférenciation entre humains et non-humains et la grandeur liée à une espèce très menacée. Ces justifications ne sont pas partagées par les autres acteurs associatifs, pour qui l'attention portée à une espèce animale menacée signifie un repli sur soi après une phase d'élargissement des problématiques, une « reterritorialisation », qui plus est non pas au nom de collectifs humains, mais de populations animales dont on ne connaît presque rien. Ce combat est perçu par la majorité des opposants comme une sorte de baroud d'honneur dans une période de déclin de la contestation, et, de manière plus péjorative, en reprenant les catégories de Boltanski et Thévenot, comme un retour des valeurs de la cité domestique (les problèmes locaux) et de la cité inspirée (éloge du beau, du rare) au détriment de la cité civique (l'intérêt général, la démocratie, etc.) (Lolive, 1999)³⁰.

3.2. Le régime institutionnalisé de l'évaluation : la biodiversité comme risque pour l'aménagement

Dans le régime de l'évaluation institutionnalisée, l'environnement n'est plus une préoccupation secondaire. Reconnu comme problème public, il n'est plus seulement considéré comme un objet « à risque » du fait des impacts potentiels du projet, mais

³⁰ Boltanski et Thévenot (Boltanski et Thévenot, 1991) appellent *cités* différentes formes de légitimité qui sous-tendent nos actions lorsque celles-ci sont soumises aux contraintes de l'espace collectif. Ces cités sont autant de manières distinctes de mesurer la « grandeur » des personnes et des choses. Les auteurs identifient 6 cités : civique, industrielle, domestique, marchande, inspirée et de l'opinion. Un débat a eu lieu au début des années 1990 sur l'émergence d'une 7^e cité, la cité écologique (Voir Lafaye et Thevenot, 1993) et un ouvrage postule l'avènement d'une autre, la cité par projets (voir Boltanski et Chiapello, 1999).

devient lui-même un risque pour le projet (Boholm et Corvellec, 2011 ; Corvellec et Boholm, 2008). Le « risque environnemental » tel qu'il est entendu par les aménageurs contient ces deux dimensions. Dès lors, l'environnement est mis au centre des projets, et sa prise en charge au travers d'une série d'instruments permet de gérer de manière simultanée ce « double risque ». En la matière, les évolutions réglementaires, et notamment la législation européenne en matière d'environnement et de protection de la nature, ont été déterminantes. En effet, ces politiques n'ont pas seulement largement orienté la production des savoirs, comme nous l'avons montré plus haut, mais ont aussi orienté les façons de « gouverner » le risque environnemental au travers d'instruments d'action publique, comme nous le montrerons dans les parties II et III de la thèse.

4. Les formes de gouvernementalité

Les rapports entre services de l'Etat, aménageurs, bureaux d'études et associations ne s'expliquent pas qu'à partir de la question des savoirs, de la coopération et de la gestion du risque. La production d'une science réglementaire (Jasanoff, 1990) dépend aussi des pratiques de gouvernement, des façons d'exercer le pouvoir sur ces nouveaux objets que sont les problèmes d'environnement. Inscrite dès le départ dans des dynamiques juridique et administrative, l'évaluation environnementale peut être vue comme un outil spécifique d'encadrement des savoirs, nécessaire pour pouvoir gouverner ce domaine de l'aménagement dans lequel l'environnement a fait son entrée.

4.1. La gouvernementalité sous le régime pionnier de l'évaluation : réguler la tension entre aménagement et environnement

D'entrée de jeu, la construction du domaine de l'évaluation environnementale se confond avec l'action gouvernementale et ses velléités d'encadrement des questions sociales nouvelles, comme les questions d'environnement. Dans la foulée de la création du ministère français de la Protection de la nature et de l'Environnement en 1971, un

groupe d'ingénieurs est envoyé aux Etats-Unis afin de recueillir des informations sur la procédure d'évaluation des impacts des projets d'aménagement introduite aux Etats-Unis par la Loi de politique en matière d'environnement de 1969 (*National Environmental Policy Act*)³¹. Cette loi est la première au monde à formuler la nécessité d'établir pour chaque projet d'aménagement un état de l'environnement et une évaluation des impacts prévisibles générés par ce projet. Elle exige en plus de présenter les solutions alternatives envisagées ainsi que les mesures prévues pour atténuer les impacts prévus (Burdge, 1991 ; Glasson, Therivel et Chadwick, 1999).

Comme nous l'avons vu, ces principes sont intégrés dans le droit français avec la loi relative à la protection de la nature de juillet 1976. L'étude d'impact n'entre cependant pas dans la loi sans résistances, tant du côté des écologistes que des fonctionnaires du ministère de l'équipement, traditionnellement des ingénieurs des Ponts et Chaussées. Pierre Chassande, en poste dans ce ministère à l'époque, témoigne :

« La proposition initiale provoquait des oppositions marquées de tous côtés : celle des protecteurs puristes de la nature qui pensaient qu'elles [les études d'impact] étaient la porte ouverte à tous les compromis et celles des aménageurs qui craignaient que tout projet soit rendu impossible. Robert Poujade³² n'a pas pu faire aboutir son texte. Les études d'impact s'inspiraient de la loi américaine sur la protection de l'environnement. Serge Antoine³³ avait ramené des Etats-Unis un petit livre sur la loi et ses décrets. La loi de 1976 sur la protection de la nature n'a finalement retenu qu'une version édulcorée des enquêtes publiques » (Antoine et al. 1999).

Des travaux en science politique ont montré que la loi de 1976, comme d'autres lois de protection relatives à des éléments de la nature (par exemple, les lois « Montagne » de 1985 et « Littoral » de 1986), ont été des éléments d'une réponse de l'Etat à la nécessité de « cadrer » par une nouvelle politique publique les intérêts divergents des acteurs de

³¹ Communication personnelle de Jean Lafont, ancien Chef de l'Atelier Central de l'Environnement du ministère de l'Ecologie. Entretien du 13 avril 2010.

³² Titulaire du premier ministère de la Protection de la nature et de l'Environnement, de 1971 à 1974.

³³ Fonctionnaire à la DATAR, directeur d'un Bureau provisoire de l'environnement créé en 1969 et préfigurateur du programme des « 100 mesures pour l'environnement » qui seront à la base de la création du futur ministère.

l'aménagement et ceux, émergents, de l'environnement. Pionnière mais relativement modeste dans ses objectifs, la loi de 1976 a été élaborée comme une procédure d'ajustement des intérêts conflictuels, voire contradictoires, de ces deux groupes d'acteurs. Cette loi n'a jamais été conçue en tant qu'obstacle au développement au profit de la nature, comme beaucoup sont tenté de le regretter au vu, selon eux, du peu d'efficacité de cette législation en la matière (Lascoumes, 1994). Ce dispositif juridique, et en particulier la procédure d'évaluation environnementale qui y est intégrée, relève plus d'un objectif de « régulation de la tension » entre ces acteurs. Cet objectif est rendu possible du fait de la souplesse des outils d'action publique proposés. L'étude d'impact sur l'environnement est le plus emblématique de ces outils, car il permet d'organiser « des opportunités de choix, distribuant des capacités d'action mobilisables par tous les acteurs concernés, et laissant jouer ainsi abondamment les rapports de force locaux » (Lascoumes, 1995, p. 398).

L'une de ces « capacités d'action mobilisables » de l'EIE est le fait que l'évaluation des impacts est à réaliser par le producteur des impacts. L'EIE est en effet un processus d'auto-évaluation, certes validé au travers d'un dossier instruit par l'Etat, mais qui donne à l'aménageur la main sur les méthodes qui conviendront au respect des principes généraux. Cette caractéristique est essentielle pour comprendre les évolutions de l'EIE, notamment du point de vue des transformations des savoirs en la matière (comme nous l'avons vu ci-dessus).

4.2. La gouvernamentalité sous le régime institutionnalisé : l'influence européenne

4.2.1. De nouvelles institutions pour gouverner l'évaluation environnementale : l'Autorité environnementale

L'Autorité environnementale est créée en France en 2009 afin de respecter la directive « projets » 85/337CE et la directive « plans et programmes » 2001/42. Ces deux directives prévoient que l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, réalisée par le pétitionnaire de ces projets, plans et programmes, puisse

être examinée par une autorité indépendante du maître d'ouvrage. Le rôle de cette Autorité est de se porter garante d'une évaluation environnementale « sincère et véritable » de la part du maître d'ouvrage³⁴. En France, pour répondre aux vœux du mouvement environnemental dans le cadre des négociations du Grenelle de l'environnement, un grand ministère du développement durable est créé, rassemblant les services du ministère de l'équipement et des transports³⁵. La formule choisie par la plupart des pays européens - l'Autorité environnementale est exercée par le ministère de l'Ecologie – n'est dès lors pas possible en France puisque ce ministère exerce également la mission de tutelle des aménageurs, notamment des établissements publics comme RFF. Pour pallier ce manque d'indépendance, une unité autonome est créée au sein de la structure d'inspection du ministère, le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD). Le CGEDD est traditionnellement libre de sa plume, n'étant pas placé sous l'autorité hiérarchique du Ministre. Par ailleurs, l'Autorité environnementale s'est vue donner quelques éléments de garantie d'indépendance supplémentaires. D'une part elle accueille en son sein de personnalités qualifiées extérieures, notamment du monde associatif. D'autre part, les avis de l'Autorité environnementale sont rendus publics juste après avoir été émis collégialement via publication sur son site internet le soir même de chaque réunion bimensuelle.

L'autorité environnementale a deux rôles. Elle donne un avis sur la qualité de l'intégration de l'environnement dans les projets et sur les mesures visant à éviter, atténuer ou compenser ces impacts, ainsi que sur la qualité de l'étude d'impact en tant que telle. Cet avis doit être établi dans un délai (quelques mois) et est publié sur le site internet de l'Autorité. Il doit être intégré par le maître d'ouvrage dans le dossier d'enquête publique de son projet, plan ou programme, afin que le public puisse former son opinion du projet sur base de cet avis.

Elle joue ensuite un rôle de conseil auprès des maîtres d'ouvrage étant soumis à évaluation environnementale. Ces maîtres d'ouvrage peuvent saisir, à leur demande,

³⁴ Propos de Michel Badré, président de l'Autorité environnementale (CGEDD). Entretien du 27 janvier 2012.

³⁵ Nicolas Sarkozy respectant en cela le souhait de l'un des chefs de file de ce mouvement, Nicolas Hulot, dont il avait signé en 2006 le Pacte écologique.

l'Autorité environnementale pour obtenir un cadrage préalable sur le niveau de précision attendu et sur les enjeux environnementaux devant particulièrement être étudiés dans leur dossier, dossier qui sera ensuite soumis à avis de l'Autorité.

4.2.2. Les études d'incidences Natura 2000 et la législation sur les espèces protégées

La directive Habitats de 1992 et le réseau Natura 2000 conduisent à de profonds changements dans la manière d'envisager les impacts des aménagements sur la biodiversité. La haute portée réglementaire de la politique Natura 2000 en fait un risque sérieux pour le développement des aménagements, non pas du fait qu'elle constituerait une interdiction stricte d'aménager dans ces zones (il y a possibilité d'y déroger sous certaines conditions) mais parce qu'au vu de l'ampleur des exigences réglementaires, elle implique l'intégration de cette problématique dans la planification-même du projet (anticipation de la procédure, des retards éventuels, mise en place de mesures compensatoires, etc.).

Dorénavant, les zonages à considérer ne sont plus seulement des zonages de connaissance de type ZNIEFF mais aussi des zonages réglementaires, pour lesquels une étude obligatoire précisant les incidences est requise en cas d'atteinte aux espèces pour lesquelles la zone a été désignée. Aux « zonages de savoir » sans valeur réglementaire et ayant pour but d'améliorer les connaissances naturalistes au travers d'une spatialisation des inventaires, viennent donc s'ajouter dans le courant des années 2000 des « zonages de pouvoir », pouvant constituer une réelle contrainte pour le développement d'aménagements (voir l'encadré 3).

Encadré 3 : Les différents types de zonages de protection de la biodiversité en France

1) *Les zonages de protection stricte* : parcs nationaux, réserves naturelles nationales et régionales, arrêtés préfectoraux de protection de biotope, terrains du Conservatoire du littoral.

2) *Les zonages de protection négociés* : ce sont les zones de protection spéciale (ZPS) et les zones spéciales de conservation (ZSC) du réseau Natura 2000, dont la désignation et la délimitation se sont faites sur les bases de la présence d'espèces ou habitats d'intérêt

communautaire mais qui peuvent être modifiées par un aménagement, tant que l'intégrité du réseau de sites n'est pas mise à mal et pour autant que l'état de conservation des espèces ou habitats-cibles n'est pas menacé. La particularité des sites Natura 2000 est qu'ils font l'objet d'une gestion négociée avec les usagers de l'espace (agriculteurs, chasseurs, forestiers) et que leur délimitation précise est issue de ce processus de négociation (Alphandéry et Fortier, 2001).

3) *Les zonages d'inventaire (ZNIEFF)* : il s'agit d'espaces naturels terrestres remarquables reposant sur la présence d'espèces à fort intérêt patrimonial, appelées espèces déterminantes. Ces listes d'espèces déterminantes et les sites associés n'ont pas de valeur réglementaire et ne sont pas opposables en matière d'aménagement. Le programme ZNIEFF a été lancé en 1982 par le ministère de l'Environnement et a donné lieu depuis 1995 à une seconde génération de ZNIEFF, toujours basée sur le travail d'inventaire des associations naturalistes, mais sur la base de méthodologies validées et d'une plus grande cohérence dans la centralisation de l'information. Au début des années 1990, les ZNIEFF ont servi de base pour la désignation des sites d'intérêt communautaire, appelés à devenir les ZSC dans le cadre de la directive Habitats (Pinton et al. 2007).

La directive Habitats influence également la législation nationale sur les espèces protégées (L 411-1 et L 411-2 du Code de l'environnement). Jusqu'en 2007, celle-ci ne permet en théorie de déroger à l'interdiction de destruction que pour certains travaux scientifiques. En pratique pourtant, les projets d'aménagement dérogent de fait à ce principe, très peu de dossiers d'aménageurs étant soumis à l'autorité compétente. C'est l'arrêté du 19 février 2007 qui met un terme à cette situation en modifiant les conditions de demande et d'instructions des dérogations définies au point 4 de l'article L. 411-2 du code de l'Environnement. Cette modification vise à permettre à certains aménagements d'également déroger à l'interdiction de destruction, ce qui sous-entend la soumission systématique par les pétitionnaires de ceux-ci d'un dossier de demande de dérogation. Les espèces en question sont répertoriées dans des listes, notamment dans des arrêtés interministériels spécifiques à chaque groupe taxonomique.

Cette modification du droit français a été effectuée pour se conformer aux principes de la Directive Habitat qui oblige les Etats-membre à mettre en œuvre un contrôle plus strict des impacts des aménagements sur les espèces protégées, notamment celles listées à l'annexe IV de la Directive, correspondant globalement aux espèces désignées comme protégées au niveau national. Dans le cadre de cette législation, un dossier

d'évaluation des impacts est nécessaire. Il s'agit en particulier de justifier l'absence d'alternative ou de variante et de montrer toutes les mesures prises pour éviter les destructions. Ensuite, il s'agit de décrire l'état de conservation des espèces avant travaux, de prévoir les effets du projet sur leur état de conservation, et enfin de proposer des mesures pour réduire et compenser la destruction de ces espèces.

Ces évolutions législatives auront un impact important sur la pratique de l'évaluation. En ne s'en tenant qu'à la flore, jusqu'à fin 2006, alors que le fondement légal de la délivrance d'autorisation à déroger ne concerne que les opérations à fins scientifiques, quelques dossiers d'aménagement du territoire sont néanmoins traités. Entre 1996 à 2003, 38 dossiers concernant des espèces de flores ont été examinés par le Conseil National de la Protection de la Nature (CNP) et couvrent différents types d'aménagement : voies de communication (routes, LGV, piste cyclable), aménagements de milieux aquatiques (frayères, berges), zones urbanisées ou industrielles et carrières (MEEDDM, 2010). Cette situation change radicalement avec la parution de l'arrêté du 19 février 2007 : le nombre de dossiers de demandes de dérogations soumis au CNP (faune et flore) passe de 44 dossiers en 2006 à 197 en 2011 (Regnery et al. 2012).

Ces nouvelles procédures de prise en compte de la biodiversité, par les efforts en termes de justification et de connaissances qu'elles demandent de la part des pétitionnaires des projets, constituent des instruments d'amélioration des connaissances et permettent de mieux renseigner les choix de telle ou telle option retenue pour le projet. Elles sont aussi des moyens de cadrage très contraignants mis en place par l'autorité supranationale pour piloter l'aménagement du territoire en regard des enjeux de protection de la nature.

4.2.3. Gouverner par la concertation

Concertation et environnement sont, comme nous l'avons vu, historiquement liés. Les politiques d'environnement et de participation vont évoluer étroitement pour donner

naissance à diverses formes de « démocratie environnementale », progressivement institutionnalisées et considérées comme de nouvelles normes sociales.

Une manière de distinguer différents processus de concertation, notamment à une échelle plus « micro », est d'étudier les raisons de leur mise en œuvre. A la suite de Fiorino, il apparaît que ces raisons peuvent être de trois ordres, qu'on distingue en fonction de l'intentionnalité qui guide le processus (Fiorino, 1989).

D'abord, la concertation peut être orientée par des considérations normatives sur la démocratie. Il s'agit de l'idée que les sociétés contemporaines devraient, comme une fin en soi, promouvoir l'engagement du plus grand nombre de citoyens dans le processus de décision. Les processus de concertation seraient un des moyens de cet objectif, en faisant en sorte de « démocratiser la démocratie ».

La concertation peut s'appuyer également sur des raisons substantives, qui avancent que la concertation permet d'augmenter l'ampleur et la qualité de l'information sous-tendant les processus de décision, conduisant ainsi à une amélioration de la qualité de ces décisions. Ici, la participation est vue comme un moyen pour une ou des fins, l'amélioration des connaissances, menant *in fine* à des politiques environnementales plus efficaces.

Enfin, derrière la concertation peuvent également se cacher des impératifs d'ordre instrumental. Pour nombre d'institutions, une capacité à mobiliser une large base prête à s'engager dans le débat public est la meilleure manière de restaurer une forme de crédibilité et de confiance entre elles et les citoyens. Ici aussi, la concertation est un moyen en fonction d'une fin, la fin étant ici des décisions ayant été légitimées par un processus de concertation, même si ces décisions ont la préférence des décideurs pour des raisons tout à fait autres.

Dans la 2^e partie de la thèse, nous montrerons que la méthode d'évaluation utilisée pour le choix des tracés de ligne ferroviaire et le cadre de concertation dans lequel elle s'insère comportent des caractéristiques communes qu'on peut approcher analytiquement en utilisant cette typologie normatif-substantif-instrumental. Nous montrerons que la distinction entre approches normative, substantive et instrumentale dans la concertation est également pertinente dans l'étude des évaluations et de leurs

méthodes. Bien que fréquemment mis en contraste, les dispositifs de délibération et les dispositifs d'analyse (par exemple, l'évaluation multicritères) sont sensibles aux options de « cadrage », aux « conditions » dans lesquelles ils sont mis en œuvre.

Conclusion de la première partie

Nous avons montré dans cette première partie qu'en dépit de son apparition récente, l'évaluation environnementale pouvait être caractérisée par deux régimes distincts (tableau 1 ci-dessous). Ces régimes étant des idéaux-types, ils ne se succèdent pas strictement dans le temps. Des éléments des deux régimes peuvent coexister dans la réalité. Néanmoins, ces deux régimes témoignent de situations où font système à un moment donné un certain état des savoirs, des formes de coopération entre acteurs, une façon spécifique de percevoir le risque lié à la biodiversité et des manières distinctes de gouverner la biodiversité.

Il est temps maintenant d'approfondir ces relations par l'analyse de situations concrètes au travers de plusieurs cas d'études. Ces cas d'études seront explorés, comme explicité dans l'introduction de la thèse, d'une part sous l'angle de leur instrumentation, c'est-à-dire en considérant l'ensemble des problèmes posés par le choix et l'usage des différents outils et méthodes qui permettent de matérialiser et d'opérationnaliser l'action gouvernementale (partie II), et, d'autre part, sous l'angle des controverses provoquées par le choix et l'usage de ces outils et méthodes (partie III).

Ces développements nous permettront de montrer ensuite dans la partie IV de la thèse l'émergence d'un troisième régime-type de l'évaluation environnementale, régime dont on peut postuler l'existence à partir de l'observation d'évolutions sensibles mais récentes observées dans les quatre thèmes utilisés ici pour caractériser les deux premiers régimes.

Tableau 1 : les caractéristiques des deux régimes de l'évaluation environnementale

<i>Thèmes</i>	Régime pionnier	Régime institutionnalisé	Régime utilitariste
<i>Production de connaissances</i>	-cible : espèces menacées/protégées - connaissances limitées - expertise en construction	- innovation méthodologique -rationalisation des connaissances (mais toujours espèces ou espaces menacés/protégés)	(voir partie IV)
<i>Coopération</i>	Logique de l'instruction de dossiers réglementaires	- concertation - développement du rôle des bureaux d'études et des associations	(voir partie IV)
<i>Risque</i>	Aménagement comme risque pour la biodiversité	- aménagement comme risque pour la biodiversité - biodiversité comme risque pour l'aménagement	(voir partie IV)
<i>Gouvernementalité</i>	Loi de 1976 : réguler tension entre aménagement et environnement	- directives UE : objectifs à atteindre (états de conservation, listes d'espèces) - contrôle : Autorité environnementale - concertation	(voir partie IV)

Partie II : Les instruments dans l'activité d'évaluation des impacts sur la biodiversité

Introduction

Afin de comprendre comment a progressivement été élaborée l'évaluation des impacts sur la biodiversité, et plus largement l'évaluation environnementale dans laquelle elle s'insère, nous nous inspirons des travaux qui ont analysé l'action collective, non pas au travers des discours des acteurs, de leurs stratégies ou de leurs intentions, mais au travers des différents instruments mis en place pour organiser ou conduire cette action, qu'ils soient scientifiques, techniques, ou gestionnaires.

Une procédure aussi codifiée que l'évaluation environnementale, ponctuée de décisions ministérielles basées sur des outils techniques à forte teneur réglementaire (études d'incidence, études d'impact, etc.) concentre les caractéristiques d'une politique publique régie par ses instruments, ceux-ci étant au centre des conflits et des intérêts divergents des acteurs en présence. Cette approche permet d'analyser de manière originale les rapports entre les agents impliqués dans les projets d'aménagement et ainsi enrichir les approches traditionnelles en termes de jeux d'acteur ou de conflits, approches classiques de ce type d'objet.

Dans cette seconde partie, nous avançons comme hypothèse que c'est au travers d'instruments comme l'évaluation environnementale que peuvent se stabiliser les enjeux sociaux et les controverses typiques des grands projets d'aménagement. Ceci est possible du fait de la nature hybride des instruments, à la fois outils technico-scientifiques et outils de gouvernement des hommes et des objets. Pour démontrer cette hypothèse, nous présentons dans un premier chapitre les principales approches de l'action collective considérée au travers des instruments. Nous analysons ensuite, dans le second chapitre, à partir de plusieurs études de cas, la construction et l'usage d'un des principaux outils de l'évaluation environnementale des grands projets d'infrastructures linéaires, le dispositif de choix d'un tracé de moindre impact environnemental.

Chapitre I : le cadre d'analyse. Une approche par les instruments

Le rôle joué par les instruments dans la gestion des problèmes publics et ceux des entreprises sont particulièrement sous-estimés, notamment en ce qui concerne les thématiques émergentes comme les risques environnementaux. Ceci est dû au fait que ces instruments sont souvent considérés comme des moyens purement techniques au travers desquels l'action est menée et les problèmes résolus. Ils sont considérés comme de simples outils déjà disponibles, prêts à l'emploi. Le seul débat les concernant porte sur leur efficacité et leur pertinence vis-à-vis des objectifs de la politique à mener. Cette vision des instruments est strictement fonctionnaliste.

L'approche invoquée ici pose un regard différent sur les instruments, dans la mesure où ils sont considérés à la fois comme des produits du social, donc fabriqués à un certain moment par certains acteurs, et des producteurs de social, car ils ont des effets propres, inattendus, pouvant orienter les politiques pour lesquelles ils ont été conçus. Analyser les instruments est donc aussi un bon moyen d'étudier le changement social. Ce sont des révélateurs privilégiés du changement (Lascoumes et Le Galès, 2004).

Les processus de recomposition de l'Etat contemporain, depuis une trentaine d'années, ont été accompagnés du développement d'une nouvelle vague d'instruments, notamment dans des secteurs « innovants » comme les risques environnementaux et sanitaires (Gunningham, Grabosky et Sinclair, 1998). Dans ces domaines, l'Etat fait l'objet de contestations et il ne gouverne plus seul. D'autres acteurs, comme des entreprises, des mouvements sociaux, des ONG, ont acquis des compétences et des capacités d'organisation pour intervenir dans le débat public aux côtés et parfois à la place de l'Etat. Cette société plurielle complexifie les politiques publiques, qui apparaissent comme un ensemble d'actions non-coordonnées, avec des finalités parfois incompatibles. La multiplication de ces acteurs a fait apparaître le paradigme de la

« bonne gouvernance » ou de la « nouvelle gouvernance négociée » (Hood, 1995 ; Reed, 2008 ; Salamon, 2002). En effet, les leitmotifs de modernisation des institutions pour plus d'efficacité et une plus grande participation des citoyens ont donné naissance à de nouveaux instruments. Ainsi en matière de démocratie environnementale, la Convention d'Aarhus au niveau international et les lois de renforcement de la démocratie environnementale en France (Loi Barnier de 1995, Charte de l'Environnement de 2007, réforme de l'enquête publique de 2012), qui garantissent notamment le droit à l'information et à une certaine expression politique, en sont de bons exemples (Barbier et Larrue, 2011).

1. Les approches par les instruments

Différentes écoles de pensée, en sociologie, en sciences politiques ou en sciences de gestion, ont développé des analyses en termes d'instruments sur des objets distincts mais qui se rejoignent dans leur manière commune d'envisager tous ces objets.

1.1. Les instruments et l'action publique

Les sociologies politiques française et britannique ont développé la notion d'instrument d'action publique (Hood, 1983 ; Hood, 2007 ; Lascoumes et Le Galès, 2004) pour analyser les liens entre toute une série de dispositifs techniques et les formes de gouvernement.

Pour cette école, l'instrument d'action publique est « un dispositif à la fois technique et social qui organise des rapports sociaux spécifiques entre la puissance publique et ses destinataires en fonction des représentations et des significations dont il est porteur » (Lascoumes et Le Galès, 2004, p.13). Des instruments aussi divers que des outils fiscaux, des normes de bonne conduite ou encore des méthodes d'évaluation des risques ont été étudiés par ces auteurs (Hood, 2007). Ceux-ci différencient des niveaux d'observation en distinguant instrument, technique et outil. L'instrument est un type

d'institution sociale (le recensement, la cartographie, la réglementation, la taxation, etc.) ; la technique est un dispositif concret opérationnalisant l'instrument (la nomenclature statistique, le type de figuration graphique, le type de loi ou de décret) ; l'outil est un dispositif au sein d'une technique (la catégorie statistique, l'échelle de définition de la carte, le type d'obligation prévu par un texte, une équation calculant un indice) (Lascoumes et Le Galès, 2004, p.15)³⁶.

Le principal avantage de cette approche est qu'elle permet de sortir d'une vision réductrice qui considère les instruments comme relevant de simples choix techniques, et comme ne valant pas matière à la même analyse que les objectifs des politiques, les intérêts des acteurs ou leurs valeurs. Cette approche insiste donc sur la dimension politique des instruments, en tant qu'objet élaboré par des acteurs en fonction de certains choix et dans la perspective d'usages spécifiques. Dans cette logique, le choix de l'instrument et les façons de l'élaborer conditionnent la réalité qui sera « racontée » par cet instrument.

1.2. Les instruments et les sciences

L'approche par les instruments doit beaucoup à la sociologie des sciences et des techniques, qui a montré que les objets techniques, et notamment les objets innovants, doivent leur existence autant à leur positionnement dans des réseaux fait d'acteurs, d'objets et d'informations, qu'à leurs caractéristiques intrinsèques (Akrich, Callon et Latour, 1988). La sociologie des sciences a aussi montré que les instruments produisaient des effets propres. Ainsi, Hacking (Hacking, 1989), concernant les instruments d'observation scientifique, a montré que la science n'avait pas pour seul production la représentation du réel, les techniques d'observation intervenant en altérant le monde qu'elles sont censées aider à représenter. Dans cette continuité,

³⁶ Dans la suite du texte, nous ne ferons pas une telle distinction, utilisant indifféremment instrument, outil ou technique pour caractériser le dispositif d'évaluation environnementale dans son ensemble ou une partie de celui-ci (l'analyse multicritères, le dispositif de concertation, le principe Eviter-réduire-compenser). Par exemple, il est communément accepté dans le champ de l'ergonomie que la différence entre outil et instrument est l'usage : un outil devient un instrument lorsqu'il est utilisé.

Desrosières ou Porter, en étudiant les techniques statistiques, ont montré qu'elles créaient des effets de vérité et d'interprétation du monde, en produisant une représentation spécifique de l'enjeu traité. Elles formatent l'espace public en créant des catégories et en « préformatant » les débats, qui sont ensuite difficile à mettre en question (Desrosières, 2008 ; Porter, 1996). Dans un domaine plus proche du monde de l'entreprise, M. Power, au travers de ses recherches sur les techniques d'audit, a montré la nécessité d'un processus d'institutionnalisation de la technique d'audit au travers de la création d'environnements, de connaissances et d'acteurs « auditables », c'est-à-dire réceptifs à cette technique (Power, 1997). L'instrument a deux rôles : à travers lui, des connaissances sont négociées et un environnement est créé, permettant le déploiement de cet instrument.

1.3. Les instruments et la gestion

L'approche par les instruments a aussi été mobilisée par les sciences de gestion qui, dès les années 1970, formalisent une approche des instruments de gestion en entreprise. Utilisant tout à la fois les termes de « dispositif », « outil » et « instrument », les auteurs de ce courant insistent sur le caractère hétérogène de ces instruments de gestion, tous formés cependant de trois composantes: un substrat technique, une représentation schématique de l'organisation et une philosophie gestionnaire (Hatchuel et Weil, 1992). Ces auteurs s'interrogent sur la trajectoire des instruments de gestion et notamment de leur détournement par les organisations de leurs objectifs initiaux. Partant du constat qu'une série d'instruments ont été conçus pour la gestion des organisations, ces auteurs remettent en cause le fait que ces instruments soient des outils servant la volonté des dirigeants. Ils observent au contraire que des instruments comme les indicateurs ont des effets propres d'organisation du réel, impliquant des choix qui échappent à la volonté des managers. Selon cette perspective, il devient nécessaire de s'intéresser aux outils et aux procédures mises en œuvre, autant qu'aux stratégies de pouvoir (Berry, 1983 ; Dupuy, 2011 ; Moisdon, 1997).

1.4. Les instruments et le courant institutionnaliste

Enfin, l'approche par les instruments s'inspire du courant institutionnaliste. Les instruments peuvent en effet être considérés comme des institutions. Une institution est un ensemble de règles plus ou moins coordonnées, qui régit les comportements et les interactions des acteurs et des organisations (North, 1990). Elle permet de donner une stabilité et d'anticiper les actions, ce qui réduit les incertitudes et facilite l'action collective. Alors que ce sont bien les hommes qui construisent les institutions, celles-ci, en retour, ont des effets propres sur la constitution des individus. Les institutions sont des règles cognitives et normatives, externes mais aussi internes aux individus, qui ont pour effet de procurer de la stabilité et donner du sens aux comportements sociaux. Ces contraintes sont internalisées en chaque individu au travers du processus de construction sociale de la réalité (Berger et Luckmann, 1967 ; Scott, 2001).

Les acteurs sociaux et politiques ont donc des capacités d'action très différentes en fonction des instruments sélectionnés. Une fois en place, ces derniers ouvrent de nouvelles perspectives d'utilisation et d'interprétation de la réalité.

2. Les instruments et leurs effets

Une des propriétés des instruments est qu'ils produisent des effets spécifiques distincts des buts poursuivis, effets qui façonnent l'action selon leur propre logique. Les instruments produisent trois types d'effets (Lascoumes et Le Galès, 2004):

i) Ils créent tout d'abord des effets d'inertie car les instruments deviennent des points de passage obligé qui permettent à des acteurs hétérogènes de se rassembler sur des questions qu'ils acceptent de travailler ensemble. L'économiste institutionnaliste Arild Vatn, qui a examiné plusieurs instruments d'évaluation comme l'analyse coûts/bénéfice, l'analyse multicritères ou les méthodes délibératives, avance que ces méthodes sont des institutions permettant d'articuler des valeurs (*value-articulating institutions*), c'est-à-dire qu'elles constituent des règles ayant du sens pour les acteurs en facilitant l'articulation de différentes valeurs propres à ces acteurs. Chaque méthode a sa propre rationalité permettant une structuration spécifique et cohérente de ces

valeurs, ce qui inclut une manière propre d' enrôler les participants (sur quelle base, quel rôle ?) et de les faire participer (Vatn, 2009).

ii) Les instruments produisent également une représentation spécifique de l'enjeu traité. Ainsi, l'évaluation environnementale telle que formalisée actuellement considère la biodiversité sous l'angle de sa richesse en espèces, en particulier la composante rare et patrimoniale de cette richesse. Cette représentation spécifique provoque évidemment des débats mais elle permet, à un moment donné, l'action coordonnée des acteurs³⁷.

iii) Enfin, l'instrument induit une problématisation particulière du problème. Cette problématisation a des effets sur la façon dont les données sont prises en compte, sur la manière dont l'information circule entre les participants, et sur la manière de produire des résultats et de tirer les conclusions.

Ainsi par exemple, l'instrument d'évaluation permettant de sélectionner un tracé de moindre impact environnemental (voir le chapitre 2) induit toujours une hiérarchisation des impacts basée sur une différenciation spatiale entre zones à fort ou moindre enjeu écologique. Cette méthode mène à un système explicatif tout à fait particulier, sans doute pensé pour simplifier la décision à prendre ultérieurement, mais qui influence cette dernière.

³⁷ Voir le chapitre II de la partie IV de la thèse sur les différentes représentations de la biodiversité.

Chapitre II : la construction et l'usage d'un instrument d'évaluation des impacts sur la biodiversité : le cas de la méthode de choix de tracé de moindre impact environnemental.³⁸

Introduction

Différents outils méthodologiques ont été développés par les aménageurs pour intégrer la biodiversité dans le processus de décision. La construction et l'utilisation de l'un de ces outils, la méthode de choix d'un tracé de moindre impact, sont analysées ici en tant qu'activités proprement politiques au travers des choix impliqués dans leur construction et des effets qu'ils produisent.

L'analyse de cet outil est appliquée à trois cas d'étude : le projet de ligne nouvelle Montpellier-Perpignan (LNMP), le projet de ligne nouvelle Paris-Normandie (LNPN) et le projet Paris-Orléans-Clermont-Lyon (POCL). Elle s'appuie principalement sur le suivi des échanges dans le cadre des instances de concertation de ces trois grands projets (débat public et ateliers thématiques). Nous avons analysé les comptes rendus des débats et ateliers auxquels, pour certains nous avons personnellement assisté³⁹. En complément, nous avons réalisé des entretiens avec plusieurs acteurs impliqués dans ces projets.

³⁸ Ce chapitre reprend, dans une version synthétique, l'analyse proposée dans l'article suivant : Vandeveld, J-C., « Les choix de tracé des grandes infrastructures de transport : quelle place pour la biodiversité ? », *Développement durable et territoires* [En ligne], Vol. 4, n° 1, avril 2013, mis en ligne le 16 juillet 2013, consulté le 10 mars 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9721>

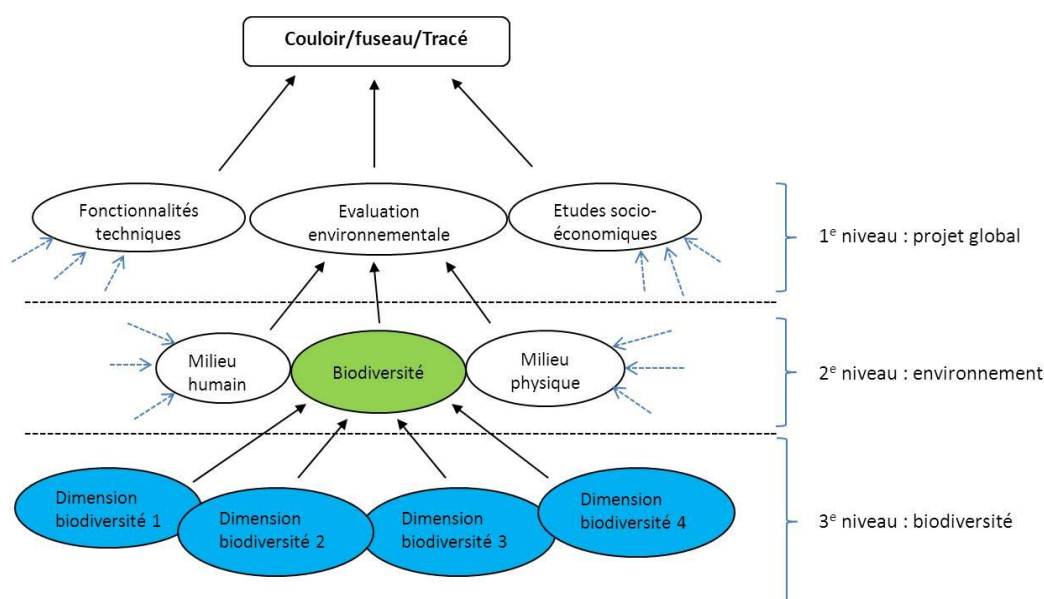
³⁹ Nous avons assisté aux séances suivantes : séance thématique du débat public POCL « insertion dans l'environnement naturel » le 14 décembre 2011 à Bourges ; séance thématique du débat public LNPN « environnement et agriculture » le 12 janvier 2012 à Evreux ; atelier environnement n°4 du projet LNMP à Montpellier le 31 janvier 2012.

1. Description de l'outil

Le choix d'un tracé d'infrastructure ferroviaire dépend des caractéristiques fonctionnelles que les commanditaires (l'Etat et les collectivités) attendent du projet (territoires et villes desservies, capacités de trafic, temps de parcours), de ses caractéristiques socio-économiques (analyse coûts-bénéfices) ainsi que de l'évaluation des impacts environnementaux des différentes options. Tenant compte de ces caractéristiques, des « scénarios de passage » de l'infrastructure sont proposés, ce à plusieurs stades de la vie du projet en fonction d'échelles spatiales de plus en plus précises. Le schéma est le suivant (et vaut aussi pour les grands projets routiers): à partir d'une aire d'étude très importante, un processus itératif étalé sur plusieurs années mène aux choix successifs, d'abord, d'un couloir de passage (environ 5 km de large), ensuite d'une zone de passage préférentielle (ou fuseau) de 1 km au sein de ce couloir, et enfin, d'un tracé de référence d'une centaine de mètres de large (calé au milieu d'une bande réglementaire de 500 mètres permettant la mise en place de travaux ainsi que des modifications mineures du tracé). Ce choix final de tracé est sanctionné par la Déclaration d'utilité publique du projet octroyée par le Ministre en charge de l'écologie et des transports après enquête publique.

La biodiversité est donc un critère parmi d'autres dans une évaluation multicritères à trois niveaux aboutissant au choix d'options de passage. A un premier niveau, la dimension environnementale est mise en regard des aspects techniques et socio-économiques (fig. 2). A un second niveau, la biodiversité est un des critères de la dimension environnementale, l'évaluation prenant généralement en compte également les aspects « physiques » (relief, hydrographie) et « humains » (bâti, agriculture, paysage et patrimoine culturel). A un troisième niveau, les aspects biodiversité sont eux-mêmes multiples, les différentes entités (taxons, zonages...) devant faire l'objet de hiérarchisation selon certains critères.

Figure 2 : la biodiversité dans l'évaluation multicritères d'un grand projet d'infrastructure
(Source : l'auteur)



L'évaluation multicritères environnementale a donc un objectif : hiérarchiser des « enjeux » (appelés encore « sensibilités », « points durs » ou « contraintes ») selon certains critères, afin de sélectionner un tracé qui éviterait les éléments les plus sensibles du point de vue des différentes caractéristiques de l'environnement.

Quelle que soit l'échelle de précision de l'étude (études au 1/50 000^e pour le choix d'un couloir ; études au 1/25 000^e pour le choix d'une zone de passage ; études au 1/5000^e pour le choix du tracé final), les principales étapes de la construction de l'outil sont les suivantes :

Le recueil des données : les informations disponibles et considérées comme pertinentes à chaque échelle d'analyse sont recensées et spatialisées dans un système d'information géographique (SIG). Ces données sont essentiellement les zonages réglementaires et de protection (Réserves naturelles, Arrêtés de protection du Biotope, Sites Natura 2000, etc.) ainsi que les ZNIEFF. A une échelle plus fine de choix du tracé, des données de présence/abondance/densité d'espèces ou d'habitats sont utilisées, certaines collectées directement sur le terrain. Ce recensement des données implique des échanges avec les détenteurs des données existantes : DREAL, Conservatoires botaniques nationaux,

Conseils régionaux, Muséum national d'Histoire naturelle, etc. La question du caractère récent et suffisamment précis ou actuel de ces données étant généralement source de discussions et de mise en cause de la qualité des études, des ateliers thématiques « environnement » ou parfois spécialisés « biodiversité » réunissant ces acteurs sont organisés par l'aménageur afin de trouver un accord sur les données à prendre en compte⁴⁰.

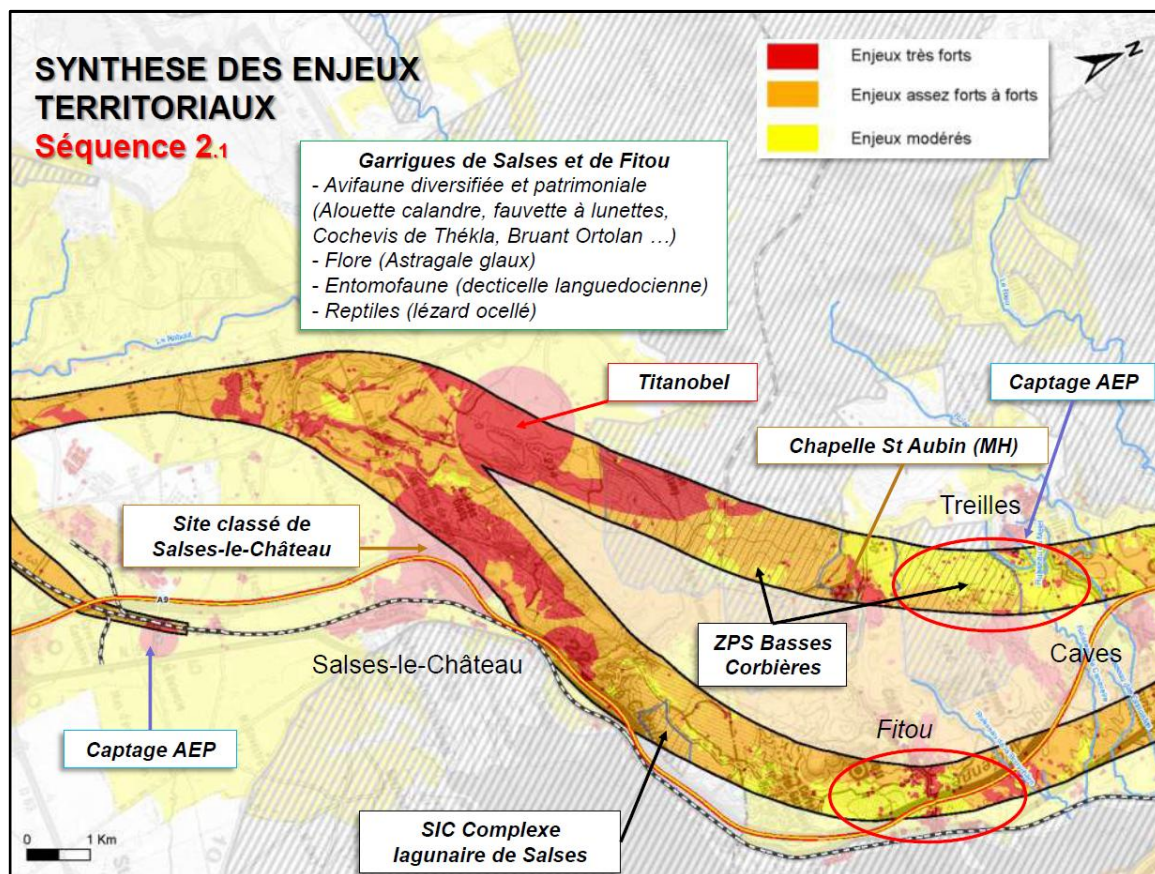
La hiérarchisation des données : ces données sont ensuite hiérarchisées en niveaux de sensibilités, généralement en quatre classes (majeur, très fort, fort et modéré), selon un ou plusieurs critères de justification. Une hiérarchisation est effectuée pour les données de chaque thématique environnementale (dont la biodiversité). Ces sensibilités plus ou moins fortes pour chaque thème environnemental sont ensuite additionnées pour montrer un enjeu environnemental global plus ou moins important.

Une synthèse cartographique : pour représenter graphiquement la hiérarchisation des enjeux, ceux-ci sont représentés graphiquement par un code couleur, permettant une visualisation de la situation par les parties prenantes du projet. Les cartes des enjeux pour chaque thématique sont ensuite superposées pour aboutir à une carte générale de diagnostic des enjeux environnementaux de la zone concernée (Fig. 3).

L'évaluation des options de passage au regard du diagnostic environnemental : les différentes options de passage envisagées au regard de leurs caractéristiques fonctionnelles, techniques et économiques peuvent être comparées d'un point de vue environnemental, par exemple en calculant pour chacune les superficies d'enjeux environnementaux majeurs et très forts qu'elles recoupent.

⁴⁰ Ce fut le cas par exemple pour le projet LNPN pour lequel un atelier biodiversité s'est tenu chez RFF le 1^{er} avril 2011.

Figure 3 : Exemple d'une carte de synthèse des enjeux territoriaux (biodiversité, sites classés, patrimoine culturel, risque industriel, etc.) en vue du choix d'un tracé au sein d'une zone de passage de 1 km de large. (Source : Projet Ligne nouvelle Montpellier-Perpignan, atelier thématique N°4, 31 janvier 2012).



2. La conception de l'outil : dispositif institutionnel et acteurs en présence

L'articulation et la hiérarchisation des différents enjeux de biodiversité en vue du choix d'un tracé est réalisée dans le cadre d'un dispositif institutionnel participatif composé de quatre acteurs majeurs : une entreprise (ici, un établissement public) avec ses bureaux d'études prestataires chargés de réaliser l'ensemble des études du projet ; les services de l'Etat, au niveau central comme au niveau des régions et départements

concernés par le projet, chargés du suivi des études et de l’instruction des dossiers⁴¹ ; des associations et groupes d’intérêt associés ou opposés au projet dans le cadre des instances de concertation, qu’elle soient réglementaires (procédures de débat public et d’enquête publique) ou volontairement mises en place par l’aménageur dans une logique de concertation « tout au long du projet » ; enfin, un comité de pilotage du projet regroupant les co-financeurs (Etat, Régions, RFF) qui valide également toutes les études et le tracé.

Les processus de participation ne sont pas sans effet sur les acteurs de l’évaluation environnementale. Les premiers concernés par cette transformation des processus de décision sont les maîtres d’ouvrages des aménagements. J-M. Dziedzicki a analysé le cas de RFF et repère plusieurs effets du débat public sur la manière dont s’organise cet aménageur (Dziedzicki, 2007)⁴². Le débat public constitue d’abord une mise à l’épreuve de la légitimité du maître d’ouvrage. Les procédures nouvelles constituent des phases d’apprentissage et d’expérimentation l’amenant à adopter un regard introspectif sur ses actions. Ensuite, alors que l’absence de participation conduisait traditionnellement à privilégier l’affrontement, le débat public permet de fait émerger très tôt des controverses qu’il est plus aisé d’apaiser ou de contourner. Le corolaire de ce phénomène est un renforcement de l’expertise, en amont, sur les effets des grands aménagements. Enfin, le débat public aurait des effets collatéraux en ce qu’il conduirait le maître d’ouvrage à étendre et approfondir la négociation de ces projets avec d’autres acteurs, notamment les collectivités territoriales (Dziedzicki, 2007).

Le mode de conception de l’outil de diagnostic et d’évaluation multicritères n’est pas cadré directement par la loi ni par des lignes directrices précises. C’est l’expérience

⁴¹ Les administrations les plus impliquées sont, au niveau central, le Commissariat général au développement durable (CGDD), qui exerce une veille sur les grands projets d’infrastructure, les directions « métier » du ministère de l’Ecologie comme la Direction « Eau et biodiversité » (DEB) ainsi que la Direction générale des infrastructures, des transports et de la mer (DGITM), tutelle ministérielle de RFF ; au niveau régional, ce sont les Directions régionales de l’environnement, de l’aménagement et du logement (DREAL) ; et au niveau départemental, les Directions départementales des territoires et de la mer (DDTM).

⁴² J-M. Dziedzicki, après une thèse en aménagement sur ce sujet, a été chercheur à l’INRETS et est en 2013 Chef de l’unité Concertation chez RFF.

accumulée par les bureaux d'études spécialisés dans les grands projets d'infrastructure, notamment leur capacité à anticiper les demandes des services instructeurs de L'Etat au regard des évolutions de la réglementation, qui a progressivement forgé cette méthodologie systématique de choix de tracé de moindre enjeu environnemental⁴³. En particulier, l'exigence de justification de l'option choisie au regard des alternatives possibles, demandée dans les dossiers d'incidence Natura 2000, et aussi plus récemment par l'Autorité environnementale dans ses avis sur les dossiers d'études d'impact, a conduit au développement de telles méthodes.

La liberté créatrice des aménageurs et de leurs bureaux d'étude d'un côté, et de l'autre les exigences grandissantes de la réglementation ainsi que les revendications des associations environnementales, influencent la structuration interne de l'outil et les conclusions tirées de son utilisation. Les différents acteurs d'un grand projet interviennent donc à des niveaux très inégaux dans la production d'un outil de choix d'un tracé dans un jeu de négociations où l'aménageur et ses bureaux d'étude sont forces de proposition méthodologique et technique. Ce fonctionnement semble accepté par les services de l'Etat responsables du respect de la qualité de l'évaluation environnementale des projets, qui le justifient comme suit :

« Le problème des méthodes trop cadrées, c'est qu'on peut les suivre, avoir des résultats mais impossibles à exploiter car ne convenant pas vraiment au contexte. Donc le choix retenu pour les études d'impact, c'est de ne pas forcément imposer une méthodologie au maître d'ouvrage. En revanche, on demande de la justifier, de nous expliquer pourquoi elle a été retenue plutôt qu'une autre. Et de nous expliquer les difficultés et limites de cette méthodologie. C'est aussi l'opportunité pour l'Autorité environnementale ou le service instructeur de dire que la méthodologie retenue ne convient pas du tout. Donc la liberté dans la méthodologie est aussi intéressante de ce côté-là »⁴⁴.

Le caractère socialement construit de l'évaluation des impacts, c'est-à-dire le fait qu'elle diffère en fonction des acteurs qui la font, semble donc être un fait accepté,

⁴³ Voir le chapitre 2 de la partie I de la thèse, qui traite de la production des connaissances dans le domaine de l'évaluation environnementale et le rôle des bureaux d'études.

⁴⁴ Propos d'un responsable de l'évaluation environnementale du CGDD. Entretien du 11 juillet 2012.

voire recherché, par les garants de l'évaluation environnementale à partir du moment où ce processus sociotechnique est soumis à une certaine justification et à l'explicitation de ses limites par ses concepteurs. C'est le processus de construction de cet outil qui sera décrit dans la section suivante, notamment les moments critiques de justification des différentes options choisies (objectifs, variables, critères de hiérarchisation), moments où le poids des valeurs des acteurs sur les choix méthodologiques sont le plus visible.

3. Choix des objectifs, des variables et des critères de hiérarchisation

Nous mettrons en lumière deux règles implicites qui façonnent l'outil étudié : (1) le poids de la dimension biodiversité par rapport à l'objectif assigné à l'outil ; (2) la sélection de critères ou indicateurs de biodiversité et les justifications quant à leur hiérarchisation.

3.1. Poids de la biodiversité et logique instrumentale

Stirling, s'inspirant des analyses de Fiorino sur les processus de participation en environnement que nous avons décrites en première partie (Fiorino, 1989 ; Stirling, 2006), distingue trois types d'intentionnalité guidant l'analyse environnementale : la vision normative (une évaluation efficace et appropriée comme but en soi), la vision substantive (une évaluation pour augmenter les conséquences positives plus générales, comme une meilleure prise de décision en matière environnementale) et la vision instrumentale (une évaluation visant à sécuriser des objectifs particuliers non liés à l'environnement). Il apparaît que l'outil étudié ici, bien qu'on lui assigne officiellement des objectifs normatifs et substantifs, est avant tout sous-tendu par un impératif instrumental, celui de déterminer un tracé. L'outil sociotechnique obéit en effet à une logique de meilleure justification de l'action envisagée (un projet d'infrastructure), l'évaluation des impacts étant un moyen en vue d'une fin souhaitable qui a peu à voir

avec la biodiversité ou l'environnement. Dans cette perspective, l'analyse environnementale et les dossiers règlementaires associés, parfois considérés comme un facteur de retard ou de risque pour les projets, sont en même temps des procédures (certes fastidieuses) permettant de « faire passer » le projet⁴⁵.

Cette logique instrumentale se révèle en particulier lorsqu'elle est pointée du doigt par certaines parties prenantes des projets d'infrastructure qui la considèrent comme n'allant pas de soi. C'est par exemple le cas lors d'un atelier environnement du projet de ligne nouvelle Montpellier-Perpignan (LNMP) lorsqu'un des représentants du Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles s'étonne que la méthode de choix du tracé ne prévoit pas d'impossibilités, « que l'on soit toujours dans du possible, c'est-à-dire « détruire / compenser, mais jamais dans l'interdit »⁴⁶. Il recommande au maître d'ouvrage de bien expliquer l'absence de niveau rédhibitoire dans la hiérarchisation des enjeux environnementaux. Cette remarque, qui revient à plusieurs reprises dans les ateliers thématiques sur l'environnement, reçoit une réponse de la part du maître d'ouvrage portant sur l'importance à donner aux différents enjeux de biodiversité et d'environnement en regard de l'objectif de la méthode :

« Si de trop nombreux enjeux sont considérés comme très forts ou rédhibitoires, le tracé ne peut plus passer »⁴⁷

Lors du même atelier thématique, suite à la réflexion d'un naturaliste de la LPO départementale questionnant le fait que les enjeux qualifiés en « très fort » par thème,

⁴⁵ A la suite de la publication de la Directive Habitat-Faune-Flore (1992) et notamment son article 6 obligeant les aménageurs à une étude d'incidence (y incluant des propositions de mesures compensatoires), ceux-ci exprimèrent leur crainte de ne plus pouvoir construire. Ce à quoi la Commission européenne répondait à demi-mot que les études d'incidence n'étaient pas une interdiction de faire, mais plutôt le mode d'emploi pour pouvoir faire (propos relatés par un intervenant au colloque du projet de recherche ITTECOP en octobre 2010 (ITTECOP, 2012).

⁴⁶ Compte rendu de l'atelier « environnement et zones de passages » du projet de ligne nouvelle Montpellier-Perpignan, 6 juillet 2010, Montpellier. Propos d'un responsable du Conservatoire botanique national de Porquerolles.

⁴⁷ Compte rendu de l'atelier « environnement et zones de passages », 6 juillet 2010, Montpellier. Propos du responsable environnement de l'aménageur.

se retrouvent simplement en enjeu « fort » sur la carte synthétique regroupant les différentes thématiques environnementales, le maître d'ouvrage explique :

« Si on fait ça, tout est en rouge, or le but est de trouver un tracé »⁴⁸.

A un stade moins avancé de ce même projet, le chargé de mission environnement de l'aménageur était déjà intervenu sur la hiérarchisation des sensibilités environnementales en insistant sur le fait que :

« Les cartes synthétiques finales obtenues avec le système d'information géographique constituent une somme de l'ensemble des données qui conduit à ne pas identifier une zone Natura 2000 comme une contrainte très forte dans son ensemble, car de larges portions de la zone d'étude auraient ainsi été écartées de la réflexion [pour faire passer la ligne, *Ndlr*]. La réglementation Natura 2000 pourra mieux être prise en compte à un niveau de détail des études plus élevé »⁴⁹.

Au travers de l'exemple du projet LNMP, on observe que le poids attribué à la biodiversité fait l'objet d'un arbitrage entre les différentes composantes à prendre en compte, environnementales et non-environnementales, arbitrage dont le critère de décision principal est de ne pas contrevenir à l'objectif final de laisser ouvert un passage pour le tracé du projet.

On est ici dans le cas où l'objectif de faire passer un projet ne peut être remis en cause par la biodiversité. Celle-ci, bien qu'invoquée et intégrée dans la méthode elle-même, n'a pas la capacité de bloquer un projet.

⁴⁸ *Ibid.*

⁴⁹ Compte rendu de l'atelier environnement « pré-débat public » n°2 du 13 novembre 2007, Montpellier. Propos du responsable environnement de l'aménageur.

3.2. Critères de hiérarchisation des composantes de la biodiversité

Si les composantes de la biodiversité sont réévaluées à l'aune de l'impératif instrumental de faire passer un tracé, le choix de ces composantes et leur poids relatif (poids des composantes entre elles) sont de nature plus complexe, invoquant à la fois des raisons d'ordre écologique, mais aussi d'ordre institutionnel, au travers de la notion de risque ou de contraintes pour la réalisation du projet. Sur le projet de LGV Paris-Normandie comme sur le projet Montpellier-Perpignan, le choix du couloir de passage (5 km de large) est principalement basé sur un raisonnement en termes de risque que font peser les différentes dimensions de la biodiversité sur le projet. Ainsi, les enjeux « très forts » en matière de biodiversité sont définis comme : *« des secteurs où la présence de contraintes réglementaires (ex : arrêté de protection de biotope), ou de fait (ex : secteur bâti dense) peuvent rendre incompatible le passage de l'infrastructure à un coût raisonnable ; supposent une prise en compte très en amont du projet d'aménagement et la mise en place de mesures spécifiques lourdes, voire exceptionnelles ; nécessitent des autorisations administratives spéciales ; risquent de générer une opposition importante lors de la concertation locale »* (RFF-LNPN, 2011). Les enjeux forts sont définis comme des *« secteurs où l'aménagement est difficile en raison de contraintes réglementaires ou assimilées, et de contraintes d'utilisation du sol. L'aménagement dans ces secteurs nécessite la mise en place de mesures de réduction d'impacts importantes »*.

Enfin, les enjeux modérés ou non déterminants pour la comparaison des scénarios sont *« les zones concernées par des sensibilités de ce type sont caractérisées par la présence d'enjeux jugés non pertinents à ce stade d'étude mais qu'il conviendra d'analyser plus précisément dans une phase ultérieure »* (RFF-LNPN, 2011).

Les critères de hiérarchisation des enjeux biodiversité qui sont mis en avant pour le choix d'un tracé : il s'agit de privilégier les enjeux qui présentent des risques d'ordre juridique, financier et de réputation liées aux dossiers réglementaires. Ces risques pour le projet peuvent être des retards dus à l'instruction des dossiers et aux recours

éventuels portés par des associations ou issus de la complexité technique, institutionnelle et financière de la mise en place des mesures compensatoires.

Le poids relatif des indicateurs de biodiversité, notamment celui des zonages entre eux, est directement affecté par le critère du risque pour le projet. Sur le projet Montpellier-Perpignan, responsable d'une association locale souhaite ainsi que les études environnementales soient menées dans une optique plus prospective que le simple respect des obligations réglementaires, en visant dans son ensemble la non-destruction des espèces et habitats menacés, notamment ceux dont les ZNIEFF indiquent la présence et qui ne sont pas concernées par les protections légales⁵⁰. Cette démarche n'accueille cependant l'assentiment ni de l'aménageur ni des services de l'Etat car elle impliquerait notamment de hiérarchiser certaines ZNIEFF au même niveau que les zones Natura 2000, c'est-à-dire donner un poids égal à des enjeux effectivement très similaires du point de vue écologique (les ZNIEFF de type I étant souvent aussi riches en biodiversité que les zones Natura 2000), mais très différentes du point de vue du risque juridique. En effet, toucher à l'intégrité du réseau Natura 2000 peut mener à une procédure réglementaire de la Commission européenne redoutée par les services de l'Etat alors que toucher à une ZNIEFF a très peu de conséquences réglementaires.

4. Les effets de l'outil d'évaluation multicritères : réduire le risque institutionnel

La notion de risque, prise au sens de risque que le projet ne puisse se faire, est centrale en tant que critère de hiérarchisation des enjeux de biodiversité. Dans le discours public de l'aménageur, ce risque est néanmoins largement passé sous silence. Présenter la biodiversité comme un problème pour le projet, alors que les études et les réunions de concertation ont pour objectif officiel de rendre compte du risque que le projet fait peser sur la biodiversité, peut être vu comme une faute de communication. Pour autant, les processus de concertation les plus récents, notamment les débats publics tenus en

⁵⁰ Atelier environnement « pré-débat public » n°2 du 13 novembre 2007, Montpellier.

2011 et 2012, ont été l'occasion d'une certaine franchise de la part de l'aménageur. Durant ces débats, l'utilisation de la notion de risque a été faite selon les deux registres. Le risque est d'abord présenté sur le registre écologique en tant que risque du projet pour la biodiversité:

« Alors que les impacts réels n'auront lieu qu'au moment des travaux, il est important de réduire le risque d'impact, en évitant au maximum les zones les plus riches en biodiversité »⁵¹.

Puis, le risque change de nature pour devenir le risque que la biodiversité fait peser sur le projet :

« Tous les enjeux liés au milieu naturel sont quelque chose de très encadré par la loi, avec un cadre réglementaire très strict, qui fait courir certains risques pour le projet et sa réalisation et sa faisabilité puisqu'il faudra obtenir toutes les autorisations liées au milieu naturel (...). Forcément, qui dit autorisations administratives dit risques juridiques, donc il faudra sécuriser tous ces dossiers, toutes ces autorisations pour faire en sorte que, de tous les recours qui seront faits contre ces autorisations, parce qu'ils seront faits – aucun ne puisse compromettre la réalisation du projet (...). Il existe aussi en matière de biodiversité des risques technico-financiers qui concernent principalement les mesures de compensation (...). Tout cela crée un risque supplémentaire qui est le risque d'acceptabilité, puisqu'à chaque fois que l'on voudra parler de mesures, il faudra mettre tout le monde d'accord : par exemple, le monde agricole, par exemple, les riverains »⁵².

Cette logique est également partagée par le régulateur, ici par la voix d'un responsable de l'évaluation environnementale en DREAL Languedoc-Roussillon chargé du suivi du dossier Montpellier-Perpignan, lorsqu'il explique l'objectif de prévenir toute « impossibilité » juridique ou financière pour le futur tracé, notamment du fait des difficultés de mise en œuvre des mesures compensatoires :

⁵¹ Propos de RFF lors de l'atelier « enjeux environnementaux » du 14 décembre 2011 tenu à Bourges dans le cadre du débat public du projet de LGV Paris-Orléans-Clermont-Lyon.

⁵² Ibid., le 14 décembre 2011.

« Le choix que nous faisons maintenant, il va falloir le justifier en 2015 (*Ndlr* : date de production des dossiers d'incidences Natura 2000 et de destruction d'espèces protégées) que c'était le meilleur choix (...). Parce que plus tard, lorsqu'on demandera une dérogation pour destruction de ces espèces, on pourra nous dire que nous n'avons pas fait le bon choix avant, au niveau du corridor ou de la zone de passage. C'est important d'analyser s'il existe des potentialités d'espèces rares dans ces corridors qui pourraient aboutir à des impossibilités pour le tracé (...) et à des conséquences comme des obligations de mesures compensatoires énormes et très coûteuses comme celles qu'on a vues sur la ligne de contournement Nîmes-Montpellier⁵³. »

Cette double acception du risque, implicite dans les discours des acteurs de l'évaluation environnementale, est révélatrice du caractère ambivalent de l'outil d'évaluation et témoigne d'un certain déséquilibre en faveur de l'une ou l'autre version du risque dans la conception de l'évaluation des impacts.

Il est utile, pour expliciter ceci, de revenir sur les travaux de certains analystes des politiques publiques et des organisations (Rothstein, Huber et Gaskell, 2006). Ceux-ci ont proposé de rendre plus explicite les glissements dans l'appréciation des risques en faisant la distinction entre *risque sociétal* ou *risque écologique*, c'est-à-dire les menaces envers la société ou l'environnement, et *risque institutionnel*, compris comme les menaces envers les organisations (et leurs pratiques et méthodes) censées réguler les risques sociétaux. Selon eux, l'attention portée aux risques institutionnels par les régulateurs (et les organisations régulées, comme ici l'aménageur) peut parfois modifier la façon dont sont pris en compte les risques sociétaux (écologiques) (voir aussi Power, 2004). Il semble que cette analyse s'applique au cas présenté ici, où les risques juridique et technico-financier pour l'aménageur et dans une certaine mesure pour les services de l'Etat tendent à se mélanger au risque écologique voire à les remplacer en tant que critère d'appréciation des impacts.

⁵³ Entretien avec un responsable de la DREAL Languedoc-Roussillon, le 25 mai 2011.

Conclusion

Les méthodes de prise en compte de la biodiversité dans le choix d'un tracé d'infrastructure sont récentes et se sont complexifiées au fur et à mesure qu'augmentaient les exigences légales et sociétales en la matière. Nous avons montré que ces méthodes, bien qu'en reconstruction permanente au fil de la réalisation des grands projets et dorénavant systématiquement soumises à concertation, sont construites en fonction des objectifs et valeurs de leurs concepteurs. D'une part, les résultats qui découlent de ces méthodes sont toujours réévalués à l'aune de l'objectif central de réalisation du projet, les variables environnementales étant *in fine* un moyen servant à « consolider » le choix du tracé. D'autre part, les variables biodiversité sélectionnées le sont sur le critère du risque institutionnel pour le projet, c'est-à-dire technique, juridique et financier, plus qu'en fonction du risque écologique lui-même.

Cette situation tient notamment à la spécificité du mode de construction de l'outil dans le cadre institutionnel de l'évaluation environnementale : les choix méthodologiques et techniques sont effectués par les experts de l'aménageur et des bureaux d'étude. L'objectif de ces acteurs, qui est de minimiser les risques pour le projet, conduit à une forme de réduction de l'objet biodiversité, réduction réalisée au travers du façonnage des outils méthodologiques. Pour autant, notre analyse fait ressortir l'absence de controverses sur cette méthode de choix d'un tracé de moindre impact environnemental. Les acteurs de la biodiversité, par exemple les associations de protection de la nature, ne remettent pas foncièrement en cause les outils actuels de choix de tracé. Cela peut s'expliquer au moins en partie par l'évolution rapide de ces outils. Jusqu'à récemment, dans le cadre du régime pionnier de l'évaluation, il n'y avait tout simplement pas de prise en compte de la dimension environnementale au stade du choix des options de passages du tracé. Qui plus est, l'aspect participatif de l'outil multicritères, même s'il est aussi sous-tendu par des raisons d'ordre instrumental, permet de mettre en avant certaines dimensions substantives et normatives de l'analyse environnementale. Les acteurs associés à cet instrument d'évaluation auraient donc quelques raisons de ne pas s'y opposer.

Enfin, la mise en place d'instances de participation pour les « parties prenantes » des grands projets peut jouer le rôle de chambre d'enregistrement des résultats produits par ces outils en les légitimant du point de vue démocratique, évitant ainsi la remise en question des choix nécessairement politiques qui sous-tendent ces outils et l'apparition d'éventuelles controverses sur ces outils. Revel et Allain ont ainsi montré que la Commission nationale du débat public (CNDP), créée en 1995 suite à la Loi Barnier, effectue en réalité un double travail : au-delà de l'objectif officiel d'ouverture de questions sociétales (d'ailleurs souvent environnementales) à toutes les parties se sentant concernées (Revel et Allain, 2007), elle joue également un rôle de « configuration » du public (comment parler, quels temps de parole, etc.) et intervient aussi sur l'objet du débat. Elle effectue un cadrage à la fois procédural et thématique.

Conclusion de la deuxième partie

Les instruments ne sont pas neutres. Ils sont le produit d'une construction particulière par des acteurs spécifiques et ont des effets sur l'action. L'analyse de la conception et de l'usage du dispositif de choix d'un tracé de moindre impact environnemental, l'un des principaux outils de l'évaluation environnementale des grands projets d'infrastructures linéaires, nous a permis de montrer que celui-ci était conçu avant tout selon une logique instrumentale, l'intention dominante guidant le processus étant la réalisation du projet de ligne. Les effets de cette conception sont une problématisation particulière des impacts sur la biodiversité, l'importance de ceux-ci étant évaluée à l'aune du risque pour le projet. Cette prise en compte d'un certain type d'impacts en fonction du risque pour le projet ne correspond pas forcément à l'ensemble des impacts réels sur les composantes biologiques des sites impactés.

Cette problématisation bien particulière de l'enjeu biodiversité, bien que questionnée par certains acteurs, ne semble pas être rédhibitoire quant à leur participation à ce processus, qui se veut participatif. On peut avancer que l'instrument étudié ici permet non seulement de prendre en compte certains impacts sur la biodiversité (ceux qui, s'ils n'étaient pas pris en compte, mettent en danger l'existence du projet) mais aussi de réduire les oppositions éventuelles pouvant survenir de la mauvaise intégration des enjeux liés à la biodiversité. L'instrument analysé ici est donc à la fois un instrument technico-scientifique et un instrument de gouvernement, permettant une certaine mise en relation de par son rôle de point de passage obligé pour les acteurs cherchant à influencer sur le processus de décision.

Pour autant, l'évaluation environnementale d'un grand projet d'infrastructure ne se réalise pas uniquement au travers de cet instrument de choix d'un tracé de moindre impact. Nous montrerons dans la partie suivante qu'un autre outil, les mesures compensatoires, prend dans le régime institutionnalisé une place très importante, mais que sa conception, son usage et son rôle sont très controversés.

**Partie III: un instrument de l'évaluation
environnementale soumis à controverse : les
mesures compensatoires**

Introduction

Alors que la partie précédente (partie II) était consacrée à la présentation d'un instrument n'étant pas sujet à controverses, pouvant même contenir celles-ci dans les premières phases d'un grand projet ferroviaire, la partie III exposera un autre type d'instrument de l'évaluation environnementale, les mesures compensatoires pour atteintes à la biodiversité. Nous montrerons que ce second type d'instrument suscite de vives controverses et doit passer par plusieurs phases avant de pouvoir prétendre au statut d'outil hybride, à la fois de gestion de la nature et de gestion des rapports sociaux.

Dans un premier chapitre, nous aborderons la notion de controverse au travers de quelques travaux considérés comme fondamentaux sur ce thème. Nous expliciterons également les liens théoriques entre les notions de controverse et d'instrument.

Dans les chapitres 2 et 3, nous exposerons, au travers de deux études de cas, le parcours de deux controverses autour des compensations pour atteintes à la biodiversité. Nous ferons ressortir les points communs entre ces deux cas et les différences, notamment celles tenant aux intérêts et stratégies différents des acteurs en présence.

Nous conclurons sur les faiblesses du régime institutionnalisé de l'évaluation environnementale que ces études de cas font ressortir et nous proposerons une hypothèse très exploratoire, développée dans la partie IV : l'avènement d'un troisième régime, le régime utilitariste, dans lequel les mécanismes de compensations acquièrent des caractéristiques leur permettant d'être moins soumises à controverses.

Chapitre I: les instruments d'évaluation environnementale à l'épreuve des controverses : le cas des compensations

1. Qu'est-ce qu'une controverse ?

La sociologie des sciences et des techniques définit une controverse comme un lieu de négociations. Que la controverse concerne les connaissances scientifiques ou la production technologique, ces négociations sont de trois types (Callon, 1981):

1- Dans une controverse se négocie la frontière entre certitudes et incertitudes. Plusieurs travaux ayant examiné les productions scientifiques ont montré que ce qui est considéré comme certain ou incertain varie non seulement dans le temps (la réfutation de K. Popper) mais également à un moment donné à l'intérieur de la communauté scientifique. Chaque spécialiste ou groupe de spécialistes interprète les résultats de manière distincte, en fonction de ses origines, de sa position dans le champ disciplinaire et de ses intérêts. Les conflits sur l'état de l'art sur une question donnée existent également dans le cadre des innovations technologiques pour lesquelles le partage entre ce qui est certain et incertain ne se limite pas aux aspects de la connaissance mais également aux aspects techniques et sociaux (mode d'insertion sociale des techniques, stratégies industrielles pour les déployer, etc.). Les controverses sont donc des lieux où chaque acteur définit la frontière de ce qu'il considère comme acquis ou comme encore sujet à caution, « dans lesquelles, à chaque fois le lien entre ce que l'on connaît et ce que l'on ne connaît pas, ce qui est incertain, ce qui compte, ce qui ne compte pas, ce qui existe ou pas, est en jeu » (Chateauraynaud, 2008).

2- Dans une controverse se négocie la frontière entre ce qui est scientifique et ce qui est technique. Malgré les nombreuses tentatives des philosophes des sciences pour trouver des critères indiscutables permettant de caractériser ce qui est scientifique de ce qui ne l'est pas, les sociologues des sciences ont montré que le seul moyen de comprendre ce qui fait science à un moment donné est de suivre les actions des scientifiques et notamment leurs luttes pour justement délimiter ce qui constitue la production

scientifique et ce qui n'en est pas. Les oppositions science/technique, science fondamentale/science appliquées ne peuvent être des catégories valables pour analyser les sciences et les techniques telles qu'elles se font. Par contre, elles sont indispensables aux acteurs, qui eux les utilisent dans leurs stratégies d'acteurs pour définir leur identité et les relations entre eux.

3- Dans une controverse se joue une lutte pour définir ce qui est scientifique ou technique, de ce qui est social. Une controverse ne devient vraiment scientifique (ou technique) que lorsqu'elle se termine, c'est-à-dire lorsque les rapports de force ont été stabilisés et que les acteurs ayant pris le dessus sont connus. Jusqu'à ce moment, les controverses sont toujours sociotechniques car les acteurs ne sont pas d'accord sur ce qui fait partie du domaine scientifique et ce qui appartient au domaine social.

2. Comment analyser une controverse ?

Pour la sociologie des sciences et des techniques, une controverse est constituée d'une série d'épreuves, c'est-à-dire des situations dans lesquelles « les individus déplacent et refondent l'ordre social qui les lie » (Lemieux, 2007). Ces épreuves peuvent être mieux décrites en distinguant plusieurs phases de la controverse. En s'inspirant du phasage proposé par Chateauraynaud, on décrira quatre grandes phases dans les controverses analysées dans les deux prochains chapitres (Chateauraynaud, 2008) : une phase d'émergence ; une phase de plainte et de dénonciation ; un passage par la représentation politique ; une phase de régulation et de normalisation.

Un parti-pris théorique consiste à distinguer au moins deux plans quant à la nature de ces « liens » qui sont au cœur des incertitudes à l'origine de la controverse. Une description minutieuse de la controverse se doit de distinguer ce qui relève de l'« agir communicationnel » au sens d'Habermas et constitue le cœur des controverses à teneur scientifique, c'est-à-dire les arguments, les preuves rationnelles utilisées par les parties pour prétendre à la vérité des faits (qu'on nommera le plan épistémique), de l'« agir stratégique », c'est-à-dire les rapports de force et de domination servant à défendre des intérêts, des positions ou des identités (le plan stratégique) (Habermas, 1987). Selon

certain auteurs, cette distinction est impossible à faire dans les controverses car ces dernières seraient justement des lieux privilégiés où l'on peut constater l'entremêlement entre le scientifique et le politique. Pour H. Collins pourtant, l'un des principaux contributeurs de ce courant, il importe au contraire de regarder de près les évaluations substantielles faites par les experts, les controverses ne pouvant se réduire à des jeux stratégiques entre acteurs (Collins et Evans, 2009 ; Pestre, 2011). Dans la description de la controverse ci-dessous on essaiera donc de distinguer ces deux plans.

3. Qui participe à la controverse ?

Callon, à la suite de Collins et Pinch, distingue deux forums dans lesquels s'organisent les controverses scientifiques ou techniques (Callon, 1981 ; Collins et Pinch, 1979). Le forum constituant est le lieu officiel de la production scientifique ou technique, là où se discute la connaissance considérée comme légitime. A ce forum constituant s'oppose le forum officieux, lieu des visions alternatives à la science orthodoxe. L'intérêt de cette distinction réside dans la mise en avant du caractère construit des connaissances et des objets scientifiques et techniques. La délimitation de la frontière entre les deux forums est un enjeu permanent, les acteurs des deux côtés passant beaucoup de temps pour déterminer qui peut participer aux débats de chacun des forums, quels sont les sujets et les arguments valables dans chacun d'entre eux. Ainsi, au cours d'une controverse, certains acteurs ou certaines thématiques et arguments sont cantonnées au forum officieux, alors que d'autres accèdent au forum officiel où ils deviennent dès lors légitimes.

Les situations de controverse mènent souvent à l'intervention d'un troisième acteur à côtés des forums constituant et officieux. La controverse est à un certain moment confrontée à un « public », au sens large du terme. Pour Lemieux, les controverses sont « des situations où un différend entre deux parties est mis en scène devant un public placé dès lors dans la position de juge » (Lemieux, 2007). La controverse sort de la confidentialité et devient triadique, le rôle de juge étant tenu par des pairs, des experts extérieurs.

4. Instruments et controverses

Dans la partie II, nous avons montré, à la suite de Lascoumes et Le Galès, que les instruments avaient trois propriétés (Lascoumes et Le Galès, 2004): ils créent des « effets d'inertie » qui rendent possible une résistance à des pressions extérieures ; ils sont producteurs d'une représentation spécifique de l'enjeu qu'ils traitent ; ils induisent une problématisation particulière de cet enjeu. Les instruments font dans ce cas un travail de gouvernabilité (Lascoumes, 2001). Dans les deux situations analysées ci-dessous, le dispositif sociotechnique mis en place autour des compensations doit passer par plusieurs phases de controverses avant de pouvoir effectuer ce travail.

L'analyse détaillée de certains instruments, comme par exemple les indices ou indicateurs (des prix, du taux de chômage, de richesse comme le PIB, etc.) a permis de dévoiler ce type de propriétés. Cependant, même ces indices couramment utilisés aujourd'hui, fruits d'une standardisation et d'une combinaison d'informations sous une forme considérée à un temps donné comme valide et communicable, peuvent faire l'objet de controverses. En effet, régulièrement, de fortes controverses se développent sur la conception de ces indices et sur les méthodes de calcul qui les sous-tendent. L'histoire des indices et de leur transformation témoigne, au-delà des débats techniques, de positionnements différents vis-à-vis de l'enjeu qu'il s'agit de cerner⁵⁴.

5. L'instrument compensation

Les compensations pour atteintes à la biodiversité consistent à restaurer ou maintenir en un lieu Y un certain état de la biodiversité, par exemple un état de conservation d'une population d'espèce animale, état ayant été altéré négativement par un aménagement en un lieu X. Le principe de compensation est inscrit dans la loi de nombreux pays, dont la

⁵⁴ Voir par exemple, pour des parcours d'indicateurs soumis à controverses (Boutaric et Lascoumes, 2008) pour les indicateurs de pollution atmosphérique et (Jany-Catrice et Méda, 2013) pour les indicateurs de richesse.

France avec la loi sur la Protection de la nature de 1976. Il constitue le troisième terme d'un principe de prévention auquel doivent souscrire les aménageurs s'ils désirent réaliser leur projet : d'abord éviter autant que possible les impacts produits par leur projet ; ensuite, réduire ceux n'ayant pu être évités ; enfin, compenser les impacts résiduels. Néanmoins, à la différence du principe de précaution, la logique « éviter-réduire-compenser » (E-R-C) n'implique pas en tant que telle de questionnements sur l'opportunité de réaliser ou non l'aménagement. En effet, pour autant que le principe de compensation soit effectivement mis en œuvre, la « dette » de biodiversité disparaît en théorie et avec elle se referme l'espace des controverses lié aux impacts négatifs du projet sur le milieu naturel qui pourraient mettre en cause le projet.

Dans les faits, la compensation pour atteintes à la biodiversité, dans sa définition (la nécessaire équivalence écologique entre ce qui est détruit d'un côté et ce qui est restauré ou maintenu de l'autre) comme dans sa mise en œuvre (existence de techniques de génie écologique ; disponibilité du foncier pour réaliser ces actions) est l'objet de grandes incertitudes et de débats, à tel point qu'elle est de plus en plus considérée par les aménageurs comme une des principales difficultés pouvant entraver la bonne marche de leur projet. Ainsi, à l'intersection des mondes de l'aménagement et des sciences de la conservation, de nombreuses études sont produites sur l'efficacité des compensations⁵⁵. Parallèlement, divers programmes et structures, à différentes échelles, ont constitué des plateformes où se tiennent les débats et où semble se jouer l'avenir des compensations⁵⁶.

⁵⁵ Voir les articles de la revue *Conservation Letters*, notamment Walker et al. 2009 ainsi que Pilgrim et al. 2013 et la réponse apportée par Regnery et al. 2013.

⁵⁶ Au niveau international, le *Business and biodiversity offsets programme* (BBOP), plateforme formée par une ONG américaine réunissant principalement des industriels, mais aussi des chercheurs et des représentants d'institutions gouvernementales et intergouvernementales, tente de proposer des standards et des procédés pour réaliser des compensations sans pénaliser le développement d'aménagements (<http://bbop.forest-trends.org/>). Au niveau français, une nouvelle norme « Eviter-réduire-compenser » a été produite par le ministère de l'Ecologie. Voir le document de « doctrine » publié fin 2012 suite à une série d'ateliers ayant réuni les parties prenantes, ainsi que les fiches de lignes directrices associées (http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Ref_-_Lignes_directrices-2.pdf). En parallèle, le « Club Infrastructures linéaires et biodiversité » (CIL-B) s'est constitué en 2010 pour peser dans ce débat à la suite de retours d'expériences convergents des grands aménageurs qui identifiaient les compensations comme un des principaux risques pour leur activité.

L'analyse des deux études de cas proposée dans les deux chapitres suivants porte sur des controverses particulières car fortement ancrées dans les dynamiques territoriales et dans les logiques conflictuelles des grands aménagements. Malgré cette forte typicité, notre approche envisage les controverses comme produisant des effets politiques et institutionnels propres, dépassant la situation particulière. Les controverses actuelles sur les compensations sont un exemple de cette définition car elles sont ancrées dans des conflits territoriaux particuliers, comme on le montrera, tout en les dépassant largement, en étant l'objet de débats et de tentatives de mise en politique à des niveaux plus généraux.

Chapitre II: le projet de Ligne à grande vitesse Sud Europe Atlantique (LGV-SEA) Tours-Bordeaux (Etude de cas I⁵⁷)

1. Le contexte du projet : objectifs, historique, paysages traversés et acteurs impliqués

1.1. Objectifs et historique du projet

Projet prévu dans le *Schéma directeur national des liaisons ferroviaires à grande vitesse* adopté par l'Etat français en 1991 et prévoyant la construction de 3 200 km de lignes nouvelles, la LGV-SEA a pour objectif de prolonger la LGV Atlantique (Paris-Tours) jusqu'à Bordeaux, dans l'objectif ensuite de relier l'Espagne via une LGV Bordeaux-Espagne, et Toulouse via une LGV Bordeaux-Toulouse. D'une longueur prévue de 302 km (et 40 km de raccordements aux lignes existantes), la LGV-SEA Tours-Bordeaux doit permettre de relier Paris à Bordeaux en 2h05. Elle traverse les régions Centre, Poitou-Charentes et Aquitaine (voir figure 4).

Initié en janvier 1994, le projet LGV-SEA est conçu par les ingénieurs de la SNCF⁵⁸ dans une période marquée par la forte contestation d'autres grands projets d'infrastructure, notamment la LGV Méditerranée Valence-Marseille (Lolive, 1999).

Ces contestations conduisent l'Etat à faire évoluer le processus d'enquête publique des grands projets d'infrastructure en le découpant en plusieurs phases, la première étant un

⁵⁷ Ce chapitre reprend, pour partie, l'analyse proposée dans l'article suivant : Vandeveld, J.-C., « L'outarde et le TGV : une controverse sur les compensations pour atteintes à la biodiversité », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 2 | septembre 2013, mis en ligne le 06 octobre 2013, consulté le 02 novembre 2013. URL : <http://vertigo.revues.org/14040>

⁵⁸ La SNCF est maître d'ouvrage des projets ferroviaires jusqu'en 1997, date de création de Réseau ferré de France (RFF).

débat préalable en amont du projet sur l'opportunité, les enjeux et les finalités de chaque projet. Un débat préalable sur le projet LGV-SEA se tient donc de novembre 1995 à mars 1996⁵⁹. L'opportunité du projet est discutée au travers de quatre thèmes définis par les organisateurs : l'intérêt économique et social du projet ; la valorisation des territoires desservis ; l'impact sur l'environnement humain et naturel ; et l'amélioration des conditions de transport de la population (Rui, 2004)

1.2. L'occupation du sol et les ensembles paysagers

Le projet concerne six départements, l'Indre-et-Loire, la Vienne, les Deux-Sèvres, la Charente, la Charente-Maritime et la Gironde. Il traverse majoritairement des terres agricoles (grandes cultures) et des boisements de superficie plus ou moins importante. Des zones de bocage, relictuelles, se retrouvent au sein d'une matrice de grandes cultures. Des pâtures et prairies de fauche et zones humides se rencontrent dans les vallées des cours d'eau et ruisseaux. De nombreux cours d'eau sont en effet traversés par le projet et constituent des marqueurs importants du paysage et de sa qualité écologique. Citons en particulier l'Indre, la Vienne et la Charente.

Des espèces typiques de ces paysages se rencontrent donc dans la zone d'implantation du projet. Pour ne s'en tenir qu'à la faune, dans les plaines agricoles, on trouve le cortège de l'avifaune propre à ce type de milieu, dont de nombreuses espèces sont en régression. Dans les fonds vallée des cours d'eau, on retrouve des espèces patrimoniales en forte régression, comme les mammifères inféodés aux zones humides (vison d'Europe, loutre), ou encore le râle des genêts, espèces pour lesquels plusieurs programmes de conservation ont été mis en place (RFF-LGV SEA2, 2007b).

⁵⁹ La saisine de la CNDP est devenue obligatoire en préalable à la réalisation de grands projets d'aménagements avec la loi relative à la démocratie de proximité du 27 février 2002. En 2003, la CNDP, au vu des étapes de concertation déjà réalisées pour le projet SEA (débat préalable, concertation lors des phases d'études préliminaires) a conclu qu'il n'y avait plus lieu d'organiser un débat public. Cette décision a ensuite été contestée par deux associations de riverains (le Collectif contre les nuisances du TGV de Chasseneuil du Poitou et Migne-Auxances et l'association Linars-Nouère-Charente) et portée en recours devant le Conseil d'Etat, celui-ci ayant néanmoins rejeté ce recours (décision du 20 avril 2005).

Figure 4 : carte de la LGV-SEA et des espaces naturels traversés



1.3. Les acteurs de la controverse sur la biodiversité

RFF est maître d'ouvrage à part entière pour certains projets de ligne à grande vitesse. Pour d'autres, il délègue sa compétence à un acteur privé. Dans tous les cas, il est responsable des phases d'études préalables à la déclaration d'utilité publique (DUP) relatives à la mise au point des fonctionnalités du projet et à ses principes de conception, dont son « insertion » dans l'environnement⁶⁰. Chaque projet est piloté par une « Mission LGV » qui dispose d'un responsable environnement dont la tâche principale est de mettre le projet en conformité avec les prescriptions réglementaires⁶¹. Pour ce faire, RFF fait appel à des bureaux d'études spécialisés en environnement, afin de réaliser les différentes études d'impact requises par la réglementation (Vandevelde et al. 2012).

Les associations naturalistes locales figurent parmi les acteurs susceptibles de mettre en question la validité de l'évaluation des impacts sur la biodiversité réalisée par l'aménageur. Organisées au niveau départemental, elles se sont regroupées assez tôt (1971) en fédération régionale au sein de l'association Poitou-Charentes Nature (PCN)⁶². Elles prennent très tôt position par rapport au projet de LGV, conditionnant leur avis à certaines exigences, notamment en termes de respect de la biodiversité. Dans le cours de la controverse, ces associations locales seront soutenues par France Nature Environnement (FNE), la Fédération nationale des associations de protection de la nature à laquelle elles sont affiliées.

⁶⁰ Du débat préalable sur l'opportunité du projet à sa déclaration d'utilité publique, ces études sont réalisées sur environ une dizaine d'années, avec un niveau de précision progressif. Dans le cas de la LGV Tours-Bordeaux, le projet est né en 1995 et a été scindé en deux tronçons. La déclaration d'utilité publique du tronçon Angoulême-Bordeaux a été obtenue en 2006, celle du tronçon Tours-Angoulême en 2009. Le contrat de concession à un partenaire privé a été signé en 2011.

⁶¹ Pour une vue générale des prescriptions réglementaires en matière de protection des espaces naturels et de la biodiversité, voir la première partie de la thèse ou encore Mallard et François, 2012.

⁶² Les quatre associations à l'origine de Poitou-Charentes Nature sont Charente Nature, Nature Environnement 17, Deux-Sèvres Nature Environnement et Vienne Nature. S'y sont adjointes par la suite plusieurs autres structures, notamment le groupe ornithologique des Deux-Sèvres (GODS) et la LPO-Vienne.

Le monde associatif impliqué dans la contestation du projet ne se limite néanmoins pas aux associations naturalistes. Assez tôt, des collectifs et associations de riverains se créent et contestent les impacts du projet sur leur cadre de vie. Une trentaine d'entre elles se regroupe au sein du Comité « TGV réaction citoyenne », qui se défend d'être un rassemblement d'associations NIMBY et souligne que son combat est guidé par les principes d'un développement durable du territoire concerné (Comité TGV Réaction citoyenne, 2008). Des passerelles existent d'ailleurs entre les deux types d'associations. Ainsi, le responsable du dossier LGV chez Poitou-Charentes Nature, également vice-président de Vienne-Nature, est très impliqué dans une association de riverains. Ces liens expliquent l'inclusion de la thématique biodiversité dans l'argumentaire des associations de préservation du cadre de vie. Pour autant, le manque de partage plus large de thématiques communes entre les deux types d'associations est réel, chacun étant resté dans sa spécialité, comme en témoigne l'absence d'une plateforme commune de revendications entre les deux types d'associations. Cet état de fait sera ensuite regretté par certains acteurs qui y verront une des raisons d'un rapport de force général en défaveur des associations⁶³.

Du fait du peu de poids des riverains dans la controverse sur la biodiversité, les stratégies de leurs associations ne seront pas abordées ici.

Un troisième acteur essentiel est l'Etat dans ses diverses composantes. En tant que projet-phare en matière de transport, la LGV SEA Tours-Bordeaux fait l'objet d'un suivi par les services centraux du ministère de l'Equipeement et des Transports (et à partir du regroupement de 2007, de ceux du ministère de l'Ecologie et des Transports), notamment de la Direction des infrastructures de transport (DIT), ainsi que du Commissariat général au développement durable (CGDD). Au niveau régional, les préfets des régions concernées, Poitou-Charentes et Aquitaine, jouent un rôle central dans le portage du projet puisqu'ils coordonnent le comité de pilotage et le comité des financeurs du projet. L'instruction des différents dossiers réglementaires, y compris

⁶³ Entretien avec un responsable de Vienne-Nature, également militant dans une association de riverains, 18 juin 2012.

ceux ayant trait aux milieux naturels, se fait au niveau régional par les services déconcentrés de l'Etat, notamment les Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL). Il est important de souligner que les différentes administrations ayant à instruire ou donner un avis sur les dossiers d'aménagement peuvent avoir des opinions divergentes. Le cas présenté ici constitue un exemple des rapports complexes entre administrations, chacune ayant ses propres objectifs, alors qu'elles sont regroupées en un seul grand ministère.

Enfin, les experts scientifiques conviés dans la controverse occupent une place toute particulière, qui sera explicitée dans la description des quatre phases de la controverse.

2. La biodiversité, du débat préalable à la scission du projet en deux parties

Dans le cadre du débat préalable, les enjeux environnementaux, et notamment les effets sur les milieux naturels, sont peu discutés (Rui, 2004). Le débat porte surtout sur la question du transport de marchandises, une partie du territoire concerné étant irriguée par l'autoroute A10 Paris-Bordeaux ainsi que par la RN10, vecteurs du commerce de marchandises entre la France et l'Espagne. Pour certaines associations de protection de la nature, telles que la SEPANSO⁶⁴ ou Charente Nature, le projet est vu positivement car il permettrait de réduire le trafic routier⁶⁵.

Une trentaine de réunions publiques sont organisées. Les conclusions du débat préconisent la recherche d'un tracé suivant l'itinéraire le plus direct entre Tours et Bordeaux, afin d'atteindre un triple objectif : assurer des gains de temps les plus importants possible ; maîtriser les coûts en réduisant la longueur du tracé ; assurer la desserte des villes de Châtelleraut, Poitiers, Angoulême et Bordeaux par les gares

⁶⁴ SEPANSO : Fédération des Sociétés pour l'Étude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-Ouest

⁶⁵ Entretien avec un dirigeant de la SEPANSO, le 16 janvier 2013.

existantes. Ce dernier objectif implique de facto de placer la ligne nouvelle proche de la ligne classique existante.

A ce stade très amont du projet, le fuseau choisi faisant plusieurs dizaines de kilomètres de large, les interactions avec la biodiversité ne font pas l'objet de controverses, d'autant plus que les grandes zones naturelles sensibles (grands boisements notamment) ont été évitées. Un représentant d'une association naturaliste locale en témoigne :

« Nous, on a joué notre rôle, mais à ce stade des fuseaux, [c'était] plutôt par rapport à l'enjeu fret. On n'avait pas fait le détail sur la biodiversité. On voyait qu'on évitait les zones d'habitation et les grandes zones sensibles du milieu naturel. On n'était donc pas trop inquiet, dans la mesure où globalement quand même, une ligne ferrée est a priori intéressante. Bien-sûr il y a des dégâts, mais il vaut mieux favoriser le fer que la route. Donc dans ce sens-là, on était quand même favorable »⁶⁶.

A l'issue du débat préalable, un cahier des charges du « TGV Aquitaine »⁶⁷ est approuvé par décision gouvernementale. Il précise les caractéristiques de la ligne, dont l'aire d'étude retenue de 20 à 30 km de large. Le cahier des charges mentionne également le principe du « phasage » du projet en deux portions. Une division en deux parties distinctes de la LGV-SEA est décidée dans l'esprit de pouvoir réaliser complètement au moins une portion à défaut de l'ensemble du projet en cas de difficultés de financement. En 1999, deux tronçons sont officiellement distingués : Angoulême-Bordeaux (SEA 1) et Tours-Angoulême (SEA 2).

Suite à l'approbation du cahier des charges, l'aménageur lance des études préliminaires. Ces études ont pour objet d'identifier des « fuseaux » de passage d'une largeur de 1 000 mètres au sein de l'aire d'étude.

⁶⁶ Entretien avec un ancien dirigeant de Charente Nature, le 29 novembre 2012.

⁶⁷ Nom du projet à l'époque, remplacé par l'appellation LGV SEA début 2001.

Au cours du développement du projet, la biodiversité prendra une importance très différente dans les deux tronçons du projet, SEA1 et SEA2. Ceci est dû principalement aux positionnements très différents pris par les associations de protection de la nature dans les deux territoires (SEA 1 se situe principalement en Aquitaine, avec une portion de territoire dans le département de la Charente ; SEA2 étant situé principalement en Poitou-Charentes).

3. Le projet SEA 1 (Angoulême-Bordeaux) : l'absence de controverses

Les études préliminaires pour SEA 1 Angoulême-Bordeaux (1997-1999) consistent en une série d'études comparatives entre 5 fuseaux. Notamment, une étude environnementale met en parallèle les fuseaux en fonction de 8 critères environnementaux (milieu humain, milieu naturel, patrimoine culturel-loisirs, paysage, agriculture-sylviculture, eaux superficielles, eaux souterraines, géologie-géotechnique). Les différents fuseaux sont également comparés entre eux en fonction des aspects techniques (géométrie, terrassements, ouvrages d'art), fonctionnels (longueur du linéaire) et de coût. Une synthèse globale est ensuite effectuée qui mène au choix de deux fuseaux. En termes de milieux naturels, ces fuseaux ne sont pas ceux qui ont le moins d'impacts. En effet, ils touchent des zones qualifiées par l'aménageur comme de « forte sensibilité » : plusieurs ZNIEFF de type 1, un Arrêté préfectoral de protection de biotope (APPB) et plusieurs vallées sensibles qui seront classées ultérieurement en Zones spéciales de conservation (ZSC) Natura 2000 (par exemple la Vallée du Né et ses affluents)⁶⁸.

Ces études préliminaires générales sont soumises à l'avis de certaines parties prenantes, conformément à une circulaire du ministère de l'équipement et des transports. Les

⁶⁸ A l'époque des études préliminaires (1997-2001), le processus de désignation des zones Natura 2000, tant les Zones de protection spéciale (ZPS) de la Directive Oiseaux que les Sites d'intérêt communautaire (SIC, futures ZSC) de la Directive Habitats, est en cours. Ainsi la vallée du Né, n'est proposée comme SIC par la France à la Commission européenne qu'en avril 2002. Elle l'est notamment parce qu'elle constitue une zone de présence historique avérée du vison d'Europe, espèce prioritaire dans la liste des espèces de l'annexe 2 de la Directive Habitats.

acteurs consultés par l'aménageur sont les services de l'Etat, les élus, les acteurs socio-économiques (notamment les établissements publics économiques ou « chambres consulaires ») ainsi que les associations « représentatives d'intérêts ». 67 réunions sont organisées sur tout le territoire, destinées spécifiquement à ces acteurs. La Commission de Suivi du projet, qui avait été mise en place au moment du débat préalable, assiste au déroulement de ce processus et remet un rapport au préfet de la région Aquitaine, coordonnateur de la concertation. 479 avis d'acteurs consultés et 17 avis de structures non-consultées (essentiellement des associations de riverains opposées au projet) sont pris en compte dans le bilan global de la concertation (Commission de suivi de la LGV-SEA, 2005). Seuls 3 % des avis concernent l'environnement naturel. Ceux-ci insistent notamment sur la nécessité d'approfondir les études sur la biodiversité au stade ultérieur du projet, de porter la réflexion très tôt sur les mesures compensatoires et d'identifier finement les impacts sur des composantes particulièrement fragiles de la biodiversité comme les fonds de vallée en Charente et certaines espèces comme le vison d'Europe ou l'outarde canepetière.

En 2000, le maître d'ouvrage, RFF (qui a repris la maîtrise d'ouvrage du projet à la SNCF) lance les études d'Avant-projet sommaire (APS), qui serviront de base à la préparation du dossier d'enquête publique. Elles ont pour objectif de déterminer un tracé au sein du fuseau sélectionné au terme des études préliminaires.

RFF confie ces études à un groupement de bureaux d'études généralistes : SCETAUTOROUTE (devenu ensuite EGIS Route) et le Centre d'études techniques de l'Equipement (CETE) du Sud-ouest, service déconcentré du ministère de l'Equipement spécialisé dans l'ingénierie des transports. Des études spécifiques sont réalisées par des structures spécialisées à la demande de RFF. Concernant la biodiversité, une étude écologique générale est réalisée par le bureau d'étude Biotope. Les Fédérations de chasseurs de Charente et de Charente-Maritime produisent des recueils de données sur la grande faune et une analyse sur l'activité cynégétique. Une étude spécifique sur le vison d'Europe est demandée au Groupe de recherche et d'étude pour la gestion de l'environnement (GREGE), bureau d'étude mandaté par ailleurs par le ministère de l'Ecologie pour effectuer le suivi de cette espèce dans le cadre du Plan national de

restauration du vison d'Europe 2000-2004 lancé par le ministère de l'Ecologie⁶⁹. Enfin, cinq études sont réalisées par l'association de protection de la nature Charente-Nature, trois sur des espèces patrimoniales (outarde canepetière, râle des genêts et certains insectes d'intérêt communautaire) et deux sur des sites à enjeux (pelouses calcaires et boisements humides).

Il faut noter que RFF fait réaliser les études d'environnement par des structures prestataires sans avoir de relais qualifié pour les valider en interne. Le premier poste de responsable environnement ne sera créé qu'en 2004, alors que les études d'APS de SEA1 sont terminées⁷⁰.

La méthode qui guide la réalisation de l'APS et qu'on retrouvera dans le dossier soumis à enquête publique suit le modèle classique de l'étude d'impact, en trois étapes : (1) réalisation d'un « état initial » de l'environnement (selon ses différentes dimensions) ; (2) comparaison de variantes de tracé et hiérarchisation de celles-ci en fonction des sensibilités environnementales, fonctionnelles et techniques. Les critères de hiérarchisation ont été établis à dire d'experts et ont fait l'objet d'une concertation avec les services de l'Etat. Cette étape s'appuie sur les possibilités de calcul et de visualisation des systèmes d'information géographique (SIG) ; (3) évaluation pour chaque variante des impacts sur l'environnement et des mesures à prendre pour supprimer, réduire ou compenser ces impacts.

Une concertation formelle est conduite sous l'égide du préfet coordinateur, d'abord avec les services de l'Etat et ses établissements publics, puis avec les élus, les acteurs socio-économiques et les associations⁷¹. 888 observations (faites par 134 acteurs) sont recueillies par le préfet coordonnateur. 748 portent sur l'insertion du projet dans les territoires traversés et 140 concernent les aspects socio-économiques (RFF-LGV SEA1, 2005b). Ici non plus, la dimension biodiversité ne pèse guère dans les nouvelles

⁶⁹ Vison Infos, bulletin du Plan national de restauration du vison d'Europe, n°2, novembre 2002, p.6.

⁷⁰ Entretien avec un responsable environnement du projet LGV SEA, le 22 février 2012.

⁷¹ En respect de la circulaire du ministère de l'équipement et des transports n° 2000-98 du 28 décembre 2000, dite Seligman, relative aux modalités d'élaboration des grands projets d'infrastructure ferroviaire. Elle remplace la circulaire n° 91-61 du 2 août 1991.

variantes de tracé. En effet, hormis quelques propositions de passages grande faune supplémentaires par l'ONCFS, des communes ou des associations de riverains ainsi que la modification d'un viaduc sur la Charente à la demande des services de l'Etat pour ne pas avoir de pilier dans le lit du fleuve, ce sont les dimensions « environnement humain » et notamment l'éloignement des villages, l'impact sur la bâti et sur les exploitations agricoles qui constituent les préoccupations des parties prenantes locales (RFF-LGV SEA1, 2005a).

3.1. Des stratégies associatives non-coordonnées

Face aux études de l'aménageur et aux processus de concertation réglementaire ou initié par l'aménageur, les associations de protection de la nature font le choix de stratégies d'action bien distinctes. Pour la partie sud située en Aquitaine, la SEPANSO adopte une position très critique vis-à-vis du projet, qui ne concerne cependant pas la biodiversité. Bien que favorable au projet de LGV au moment du débat préalable, sa position a évolué au fil des études du projet, au fur et à mesure que la perspective de faire basculer le transport de marchandises de la route vers la ligne ferroviaire classique s'amenuisait. Dès lors, la SEPANSO a cessé de considérer le projet comme globalement positif, et a jugé que les dommages environnementaux (dommages au cadre de vie et à l'environnement naturel) étaient bien trop importants en regard du seul avantage induit par le projet : un gain de temps pour les voyageurs entre Bordeaux et Paris. La position officielle de l'association évoluera vers un refus de collaborer avec l'aménageur :

« Devant le caractère de plus en plus incertain de la politique de fret sur la ligne classique, on s'est rendu compte que la LGV seulement pour les voyageurs, c'est trop de dommages pour les habitants et l'environnement. D'où la spécificité de la SEPANSO comparé à certaines autres associations sur le tracé. On n'a pas eu de collaboration avec les maîtres d'ouvrage, y compris sur les questions de biodiversité. On n'a fait aucun partenariat par exemple pour faire des études, malgré les sollicitations. Car selon nous, les maîtres d'ouvrage profitent de cette collaboration pour dire, après, qu'ils ont le soutien des associations, ce qui peut amener à des pratiques qu'on remet complètement en cause,

comme par exemple certaines opérations de communication qui font penser que la biodiversité serait protégée du fait du projet, alors qu'elle est d'abord impactée. Bien-sûr, ce n'est pas pour autant qu'on n'est pas vigilants, on surveille les actions des aménageurs, mais on ne veut pas collaborer.⁷² »

Parallèlement, l'association Charente-Nature, active dans la partie charentaise du tronçon SEA1, adopte une stratégie opposée. Cette association a en effet décidé de participer aux études d'APS en produisant trois études en 2002 pour le bureau d'études spécialisé prestataire de RFF. Pour Charente-Nature, la biodiversité semble être bien prise en compte dans le dossier soumis à concertation. Selon ses représentants, il n'y a pas de raisons d'ordre écologique à s'opposer aux choix effectués, en proposant par exemple une nouvelle variante ou des modifications à celles proposées dans le projet :

« Je pense que [la biodiversité] [c'] était pris en compte dès le départ. Après, bien-sûr on peut discuter sur le niveau de prise en compte, mais les contraintes liées à la biodiversité ont été prises en compte dès le départ. (...) Cela s'est fait à plusieurs niveaux en réalité car c'est quelque chose qui est très complexe et qui évolue dans le temps. (...). A chaque fois, les éléments biodiversité étaient relevés pour pouvoir ensuite être intégrés dans le dossier final. Et nous, on a effectivement participé, à un petit niveau, à la fois géographique et puis sur les différents paramètres : sur l'outarde, le rôle des genêts, mais il y a eu aussi des études un peu plus précises, dès le départ, qui ont été menées sur les points noirs quoi, c'est-à-dire les zones qui avaient été repérées comme pouvant poser problème »⁷³.

3.2. Un recours juridique sur la biodiversité

Suite à l'enquête, le projet est déclaré d'utilité publique le 18 juillet 2006. Parmi plusieurs recours juridiques déposés pour annuler cette autorisation, un seul concerne la biodiversité. Il est porté non pas par une association de protection de la nature mais par une commune du nord de l'agglomération bordelaise, Ambarès-et-Lagrave et plusieurs associations de riverains de cette commune. Ce recours porte sur deux thématiques : la

⁷² Entretien avec un dirigeant de la SEPANSO, le 16 janvier 2013.

⁷³ Entretien avec un ancien dirigeant de Charente-Nature, le 10 décembre 2012.

lutte contre le bruit et les incidences sur les sites Natura 2000 traversés par le projet. Selon les requérants, ces sites feraient l'objet de mesures compensatoires insuffisantes alors que le projet aurait un impact significatif sur l'état de conservation des sites en question (Conseil d'Etat, 2008)⁷⁴. Neuf sites Natura 2000 sont concernés par le projet SEA 1, huit au titre de la Directive habitats et une ZPS au titre de la directive Oiseaux. Chacun de ces sites a fait l'objet d'une étude d'incidences propre, études qui ont été insérées dans le dossier d'enquête publique. Pour chacune d'entre elles, le maître d'ouvrage a conclu à l'absence d'impacts altérant de manière significative l'état de conservation des espèces et habitats des sites concernés, ce qui implique, d'un point de vue réglementaire, l'absence de mesures compensatoires. Malgré cela, en plus des mesures de suppression et de réduction des impacts, des mesures compensatoires, bien que non-obligatoires, ont été proposées par l'aménageur compte tenu des impacts résiduels sur les habitats et les espèces et afin d'atténuer l'impact global du projet sur le site et participer à son renforcement (RFF-LGV SEA1, 2005c). En conséquence, les arguments des plaignants arguant de l'insuffisance des mesures compensatoires et le fait que l'existence de celles-ci traduisent des impacts significatifs sur l'état de conservation de plusieurs sites ont été rejetés par le Conseil d'Etat.

Aux yeux de RFF, ce recours juridique des riverains est vu comme inoffensif pour la poursuite du projet. Ce type de recours est considéré comme normal lorsqu'il émane de riverains et qu'il porte sur des intérêts typiques de ces acteurs, comme les nuisances sonores. Bien qu'ici l'argument des riverains concerne aussi la biodiversité et porte sur une préoccupation qui dépasse les intérêts locaux, puisqu'il concerne l'ensemble des

⁷⁴ L'Arrêt du Conseil d'Etat est rendu le 14 novembre 2008, suite au recours déposé le 18 juillet 2006. Pour rappel, dans le cadre du respect des directives communautaires Oiseaux (1979) et Habitats (1992) et suivant l'article L 414-4 du Code de l'environnement, les incidences du projet sur les sites Natura 2000 traversés ou situés à proximité doivent être évaluées au moyen d'une étude d'incidences dont l'objectif est d'évaluer les effets du projet sur l'état de conservation des espèces et des habitats pour lesquels le site a été désigné. Si des mesures de suppression et/ou de réduction des impacts permettent de ne pas porter atteinte à l'état de conservation, le projet est autorisé. Si ce n'est pas le cas, des raisons d'intérêt public majeures doivent être apportées pour que le projet puisse être réalisé, ainsi que des mesures compensatoires dans le but de maintenir la cohérence globale du réseau Natura 2000.

zones protégées Natura 2000 impactées par le projet, cela n'est pas crucial pour l'aménageur :

« Sur le projet SEA1, on a pu avoir des réactions d'opposition assez classiques quand on fait des grands projets : des riverains pas contents, un maire contrarié... Mais cela reste de l'opposition classique dans la vie du projet. Mais une opposition vraiment structurée sur l'utilité même du projet, sur ses fondements, ça c'était surtout dans la Vienne (*Ndlr* : le projet SEA 2). La véritable opposition au projet SEA s'est concentrée dans le département de la Vienne. »⁷⁵

4. Le projet SEA 2 (Tours-Angoulême): émergence d'une controverse

Les études préliminaires pour SEA 2 produites par RFF, en fonction d'une évaluation multicritères environnementale et en fonction des contraintes techniques et fonctionnelles, débouchent sur une proposition de fuseau, mais ici aussi scindé en deux tronçons, un tronçon Tours-Poitiers et un tronçon Poitiers-Angoulême. En effet, au cours de l'étude, les discussions avec les parties prenantes, et notamment les associations du département de la Vienne, font apparaître la nécessité d'approfondir l'examen des fuseaux, dans une double perspective : il s'agit d'examiner d'une part la faisabilité de l'utilisation de la ligne « classique » existante entre Tours et Poitiers comme alternative à la LGV et d'autre part la possibilité d'un jumelage avec l'autoroute A10 sur 18 km, avec comme objectif une utilisation plus rationnelle de l'espace.

Alors que l'étude concernant l'aménagement de la ligne existante aboutit à la conclusion qu'elle ne consiste pas une alternative crédible au projet d'une ligne nouvelle (en regard d'objectifs similaires), l'étude concernant la variante jumelée à l'autoroute A10 est jugée par l'aménageur comme favorable d'un point de vue technique, économique et environnemental. Par décision ministérielle du 21 février

⁷⁵ Entretien avec un responsable environnement du projet LGV-SEA 2, le 22 février 2012.

2002, c'est un fuseau de 1 000 mètres de large intégrant le jumelage avec l'A10 qui est choisi. Sur le plan écologique, ce choix a pour conséquence de réduire de façon significative les impacts du projet sur la Zone d'importance communautaire pour les oiseaux (ZICO) « Plaines du Mirebalais et du Neuvilleois » puisque cette variante traverse la ZICO à sa marge Est alors que le fuseau choisi avant les études complémentaires la traversait en son centre.

Pour le secteur Poitiers-Angoulême, après analyse multicritères environnementale et en fonction des contraintes techniques et fonctionnelles, un fuseau apparaît comme ayant les plus faibles impacts sur l'ensemble de ces thèmes. Sur l'aspect « milieux naturels », il est considéré comme le plus favorable car il évite le centre de la « plaine à outardes » de Villefagnan, identifiée dans l'étude comme ZICO et ZNIEFF. De même, un peu plus au nord, il passe à l'est de la ZNIEFF de type 2 dont le périmètre couvre partiellement la future ZPS « La Mothe Saint-Héray-Lezay » (RFF-LGV SEA2, 2007a).

Une fois le fuseau sélectionné, les études les études d'APS sont lancées pour fixer un tracé à proposer lors de l'enquête publique. D'un point de vue méthodologique, la biodiversité est recensée au travers d'une série de sites sensibles en fonction de trois catégories : les zonages officiels (d'enjeu juridique ou non, et normalement déjà largement évités au stade des études de fuseau), les zones d'intérêt écologique non-officielles et les zones linéaires d'enjeu écologique (ripisylves, linéaire bocager, etc.). L'étude d'APS relève ainsi plusieurs sites sensibles qui, pour la plupart, sont évités du fait de la variante choisie. Cependant, une difficulté apparaît. A la limite du département de la Vienne et des Deux-Sèvres, un site écologique identifié comme un enjeu majeur (une zone bocagère relictuelle) est situé au centre du fuseau et est donc touchée quel que soit le tracé choisi. Ce site n'avait en effet pas été identifié comme un enjeu lors des phases d'études précédentes, se retrouvant par conséquent dans le fuseau de 1 000 mètres. Cela s'explique par le fait que les études préliminaires se sont appuyées sur les bases de données spatialisées existantes sans vérification par des investigations de terrain. Or, le bocage en question n'est pas répertorié en tant que zone réglementaire ou d'inventaire (ZNIEFF). De leur côté, les associations naturalistes

locales n'ont pas transmis d'information sur ce site car ignorant tout simplement son existence. Une variante est évidemment proposée, qui permet malgré tout d'éviter la destruction d'habitats d'intérêt communautaire et d'espèces protégées (une plante, le Gaillet boréal, et un papillon, le Cuivré des marais). Cette variante, comparée à une autre passant à l'ouest du bocage, permet également de réduire la surface de bocage qui sera concernée plus tard par la procédure d'aménagement foncier⁷⁶. C'est pourtant le tracé passant à l'ouest qui est préféré du fait notamment de son impact moindre sur le bâti des riverains (passage plus proche de deux hameaux) et son coût financier moins important.

Un fois un tracé initial sélectionné, celui-ci est soumis à une procédure de concertation avec les parties prenantes. Cette étape est menée à l'initiative du maître d'ouvrage. En effet, suite à la décision de la Commission nationale du débat public (CNDP) en 2003 quant à l'absence de nécessité d'organiser, conformément à la loi, un débat public à ce stade du projet du fait notamment de la mise en œuvre d'une concertation efficace selon les préceptes de la circulaire « Bianco », RFF décide, comme pour la partie SEA1, d'organiser un processus « informel » de concertation des parties prenantes au sujet de la proposition de tracé initial, d'avril à octobre 2005⁷⁷, en plus de la procédure formelle de consultation prévus sur ce sujet et qui lui succédera. Ce travail de concertation se déroule en particulier dans le cadre de « commissions communales », groupes de travail constitués spécifiquement dans chaque commune concernée par le projet et dont les membres étaient invités selon une liste dressée par RFF et le maire de chaque commune. La participation des associations est très forte. 177 réunions ont lieu dans le cadre de ces commissions communales. Parallèlement, une concertation entre

⁷⁶ Procédure réglementaire, l'aménagement foncier rural « a pour but d'améliorer les conditions d'exploitation des propriétés rurales agricoles ou forestières, d'assurer la mise en valeur des espaces naturels ruraux et de contribuer à l'aménagement du territoire communal ou intercommunal défini dans les plans locaux d'urbanisme, les cartes communales ou les documents en tenant lieu, dans le respect des objectifs mentionnés aux articles » (Article L. 121-1 du Code rural).

⁷⁷ Trois « responsables territoriaux » sont engagés en mai 2003 par RFF pour organiser la concertation qui couvre un linéaire de 180 km et concerne 70 communes. Ce « pôle territorial » est basé à Poitiers.

RFF et les services de l'Etat et des collectivités locales a permis le traitement de sujets spécifiques, dont la problématique biodiversité.

4.1. Une contestation liée au cadre de vie

Cette phase de concertation voit l'émergence d'une forte contestation du projet de la part de certaines associations, en particulier dans les départements de la Vienne et d'Indre-et-Loire. Une logique de confrontation s'instaure suite à des demandes que l'aménageur considère comme se situant hors du champ de la concertation ou de la législation en vigueur. Ces revendications concernent les méthodes de mesure du bruit (demande de prise en compte des pics sonores plutôt que des moyennes), la réalisation de tunnels ou de tranchées couvertes, ou encore l'acquisition des maisons situées à plus de 150 m du tracé. Les communes de ces départements se rassemblent en associations (« TGV qualité de Vie » en Vienne et « Association des Communes d'Indre-et-Loire »). Ces associations sont soutenues et relayées par une cinquantaine d'associations de riverains, certaines déjà rassemblées au sein de la fédération « Association TGV réaction citoyenne », créée en avril 2000. La concertation est interrompue officiellement plusieurs mois fin 2005 du fait de ces désaccords.

A l'issue de ce processus de concertation tendu, 44 variantes de tracés font l'objet, par l'aménageur, d'études comparatives multicritères (technique, environnement et coût). Ces variantes et les analyses associées sont ensuite restituées aux commissions communales et aux associations concernées. Ces variantes concernent en grande majorité des impacts acoustiques et visuels et aucune n'est justifiée uniquement par des considérations écologiques (RFF-LGV SEA2, 2007c). Ces considérations sont néanmoins présentes lorsqu'elles en accompagnent d'autres. Ainsi, concernant la ZPS « Plaines du Mirebalais et du Neuvilleois », traversée en sa marge Est par le projet, la variante issue de la concertation permet de décaler un peu plus la ligne vers l'est pour la rapprocher de l'A10 et limiter ainsi les délaisés entre les deux infrastructures. Compte tenu de la forte demande locale et des impacts environnementaux minimisés,

cette variante sera retenue pour le tracé final. Concernant le bocage relictuel de Chaunay, la variante demandée consiste à déplacer le tracé vers l'est pour l'éloigner d'une ferme touchée par le tracé. Ce déplacement aurait pour effet également de réduire l'emprise au sein du bocage. Présentée en commission communale, l'étude de cette variante mène néanmoins à son rejet du fait de l'augmentation des terrassements nécessaires.

La phase dite de consultation⁷⁸, procédure réglementaire celle-ci, est conduite par le préfet coordonnateur d'Aquitaine et démarre en avril 2006⁷⁹. D'après le bilan de la consultation dressé par RFF et remis à la CNDP, 16 variantes, sur les 44, sont soumises à consultation. 375 acteurs sont consultés. 192 avis (52% de réponses) ont été exprimés contenant 1812 observations. Les thèmes les plus traités dans les avis sont les rétablissements de voirie (18%, 329 observations), l'acoustique (16%, 284 observations), le milieu humain (bâti, 12%, 223 observations), le milieu naturel (11%, 202 observations), la dimension socio-économique (7%, 123 observations) (Commission de suivi de la LGV-SEA, 2007).

A l'issue de la consultation, plusieurs propositions de variantes sont encore étudiées. Certaines concernent la biodiversité. En effet, au moment de la consultation, des études naturalistes complémentaires sont effectuées par l'aménageur afin de préparer les études d'incidences sur les sites Natura 2000 concernés, études qui nécessitent des investigations plus fines que pour la réalisation du dossier d'APS. Ainsi, par exemple, l'une de ces nouvelles variantes proposées propose de déplacer une base de travaux prévue, suite à la découverte de sites d'intérêt majeur abritant des espèces d'insectes protégées.

Un bilan de la consultation formelle est rédigé par le préfet d'Aquitaine, coordonnateur de la Commission de suivi du projet et envoyé au ministre des transports le 19 décembre 2006. Le préfet conclut à une bonne prise en compte par l'aménageur des

⁷⁸ Consultation des services de l'Etat, des élus, des acteurs socio-économiques et des associations.

⁷⁹ Réglementaire au sens de l'instruction ministérielle du 28 décembre 2000 dite Seligman.

avis et questions des parties prenantes mais que certaines adaptations doivent encore être réalisées.

4.2. Une controverse sur les compensations

Entre 2006 et 2010, à différents stades d'études du projet, plusieurs des associations de protection de la nature mettent en cause l'expertise proposée par le maître d'ouvrage de la LGV et notamment les études d'évaluation des impacts sur certaines espèces d'oiseaux de plaine ainsi que la définition des compensations afférentes. Ce désaccord entre aménageur et associations deviendra une réelle menace de blocage du projet de LGV. Il donnera lieu à des arbitrages au niveau du ministère des Transports et, à la demande de celui-ci, à l'intervention d'un troisième type de spécialistes, des universitaires et experts extérieurs au conflit, chargés de donner un avis plus neutre sur les mesures requises pour compenser les impacts. Cette situation correspond assez bien à la tentative de définition des controverses faite par Lemieux : « des situations où un différend entre deux parties est mis en scène devant un public placé dès lors dans la position de juge » (Lemieux, 2007).

4.2.1. *Quatre phases de la controverse*

Phase 1 : L'émergence

L'incertitude qui provoque la controverse a trait au déclin alarmant d'une espèce d'oiseau emblématique des plaines agricoles françaises et à la responsabilité du projet de LGV dans la précipitation de ce déclin. L'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) est une espèce d'oiseau protégée, classée « Vulnérable » en Europe et « En danger » en France, selon les critères de l'UICN. Principalement localisés dans les plaines céréalières du Centre-Ouest de la France, les effectifs des populations migratrices ont gravement décliné ces dernières années, essentiellement du fait des changements des pratiques

agricoles⁸⁰. Depuis les années 1980, l'outarde canepetière a subi une réduction de plus de 85 % de ses effectifs en France. La région Poitou-Charentes, dernier bastion de la population migratrice, enregistre les mêmes tendances avec encore 30 % de réduction des effectifs entre 2000 et 2004 (Jolivet et al. 2007). A l'origine espèce inféodée aux steppes, l'outarde a trouvé dans les espaces agricoles extensifs à végétation rase et à cultures diversifiées un habitat de substitution. Ayant suscité très tôt l'intérêt des ornithologues du fait de ses comportements territoriaux, l'outarde canepetière est une des principales espèces pour laquelle plusieurs zones de protection spéciale (ZPS) ont été désignées en Poitou-Charentes. L'outarde fait aussi l'objet de programmes de recherche et de protection comme le programme européen LIFE-Nature « Renforcement des populations migratrices d'outarde canepetière en France » qui vise à empêcher son extinction en Poitou-Charentes en augmentant les effectifs notamment par le lâcher d'oiseaux élevés en captivité et la mise en place de mesures agro-environnementales avec les agriculteurs sur cinq ZPS de cette région.

La controverse porte sur la « contribution » du projet de LGV à ce déclin. Les associations naturalistes contestent d'une part l'évaluation faite par l'aménageur des impacts de la ligne dans ce phénomène, et d'autre part les mesures proposées pour compenser ces impacts, comme la loi l'y oblige, afin que le projet ne génère pas de perte pour la biodiversité. La contestation s'appuie sur trois désaccords quant à l'évaluation des impacts:

- Un premier désaccord entre l'aménageur et les associations naturalistes porte sur la méthode de détermination de l'état de la population d'outardes potentiellement impactée. Alors que la méthode suivie par l'aménageur et son bureau d'étude prestataire, et validée par les services de l'Etat, consistait à relever sur le terrain, dans une zone autour du tracé prévu, la présence de mâles chanteurs afin d'évaluer la population totale, les associations contestent cette méthode et demandent la prise en compte des femelles et des nichées, moins faciles à observer et dispersées sur un

⁸⁰ Des populations non-migratrices, localisées en Languedoc-Roussillon (plaine de la Crau notamment), sont actuellement en expansion, mais ces deux « blocs » de populations n'ont pas de contact entre eux.

territoire plus important que les noyaux de mâles⁸¹. Lié à cela, les associations questionnent aussi le bien-fondé de prendre la population actuelle comme référence. Afin de respecter les engagements européens sur les trois ZPS impactées demandant d'atteindre un « état de conservation favorable » pour l'espèce, les associations plaident pour prendre comme base de travail une référence historique où la population était plus importante. Ainsi, elles prennent l'exemple de l'étude d'incidences sur l'une des trois ZPS (la ZPS du Neuvilleois) où l'aménageur ne relève la présence que de 5 mâles alors que le potentiel de cette zone est, selon les associations, dix fois supérieur (FNE et PCN, 2009). En ne prenant que les places de chant des mâles en compte, l'étude d'incidence conclut à l'absence d'effets significatifs susceptibles de porter atteinte à l'état de conservation de l'outarde, car selon cette méthode, seuls quelques individus sont touchés par l'emprise directe de la ligne ou dans ses environs immédiats. Suivant la réglementation, aucune mesure compensatoire n'est requise pour ces impacts directs non-significatifs.

- Un second désaccord concerne l'importance respective de chacune des causes de régression de l'outarde. Les associations reprochent à l'aménageur de sous-estimer celles qui ne sont pas liées aux changements de pratiques agricoles, notamment l'urbanisation et la présence de plus en plus importante d'infrastructures linéaires sur le territoire, qui altèrent la qualité de l'habitat de l'espèce. Ainsi, alors que l'aménageur considère qu'un fuseau de 500 mètres axé sur le tracé est suffisant pour « contenir » tous les impacts de la ligne, les associations demandent de considérer une zone d'au moins un kilomètre, voire deux, de part et d'autre du tracé. Elles se basent sur des retours d'expérience d'autres aménagements pour lesquels il avait été montré un évitement par les outardes, mâles ou femelles, des zones à moins d'un kilomètre de l'aménagement⁸².

- Enfin, un troisième désaccord tient aux impacts « indirects », c'est-à-dire ceux qui ne sont pas directement causés par l'aménagement mais induits par lui et qui peuvent être

⁸¹ Chez les outardes, les mâles se rassemblent en noyaux de quelques individus en période de reproduction, formant des aires de parade nuptiale appelées leks.

⁸² Il s'agit de la LGV « Méditerranée » Valence-Marseille et de l'autoroute A83 Nantes-Niort.

les plus importants. Il s'agit en particulier de la procédure d'« aménagement foncier », anciennement appelée remembrement agricole, destinée à compenser les impacts du projet d'infrastructure sur l'activité agricole (coupure des chemins ruraux, enclavement des parcelles...) en réorganisant le parcellaire autour de l'aménagement afin de constituer des exploitations agricoles d'un seul tenant sur de plus grandes surfaces. La procédure d'aménagement foncier est cependant indépendante du projet d'infrastructure. Le maître d'ouvrage en est le Conseil général et une commission est créée dans chaque département concerné pour sa mise en œuvre. Dans notre cas, l'aménageur estime dans son étude d'incidence que les impacts indirects ne peuvent être estimés du fait de la non-constitution, au moment de la rédaction de l'étude, des commissions d'aménagement foncier et de l'absence de définition du projet de remembrement lui-même. Il souligne néanmoins que ces impacts seront probablement très sévères au point d'être susceptibles de porter atteinte de manière significative aux populations d'outardes canepetière. L'étude souligne que les surfaces concernées par l'aménagement foncier sont au moins vingt fois supérieures à l'emprise de la ligne et que ses principales conséquences seront l'homogénéisation du territoire agricole et la remise en cause de certaines mesures environnementales mises en place avec des agriculteurs et favorables aux oiseaux de plaine.

Ces trois désaccords sur la bonne évaluation des impacts ont des conséquences sur la définition des mesures compensatoires. La méthode choisie par l'aménageur (prise en compte des mâles uniquement et considération d'une distance jugée suffisante de dérangement des oiseaux) a conduit à la conclusion de l'absence d'impact direct significatif sur les populations d'outardes. Au total, ce sont seulement 50 ha de surfaces agricoles à cultiver avec des couverts favorables aux outardes qui sont proposés par le porteur de projet, ces 50 ha correspondant aux impacts potentiels indirects liés aux aménagements fonciers, les seuls considérés comme pouvant engendrer des impacts significatifs sur les populations d'outardes des ZPS⁸³.

⁸³ 15 hectares supplémentaires sont également proposés pour un secteur sur la commune de Vouharte, zone non protégée mais identifiée dans les études comme contenant un noyau de population en relation avec celle de la ZPS à outardes la plus proche (Villefagnan).

Cette proposition provoque une double critique des associations. Pour la LPO, il est contradictoire que les effets directs de l'infrastructure ne soient pas considérés comme significatifs et ne donnent lieu à aucune compensation chiffrée alors que par ailleurs sont faites des propositions de quantification de surfaces destinées à compenser des impacts dont on dit par ailleurs qu'ils sont impossibles à évaluer au moment de la réalisation de l'étude d'incidence (LPO, 2007).

Phase 2 : la plainte et la dénonciation

Selon Chateauraynaud, cette phase fait passer la controverse de la discussion sur les faits à celle sur les valeurs. Aux discussions techniques et scientifiques viennent s'ajouter des éléments d'ordre moral, portant sur les attitudes, les positionnements imputés aux autres acteurs et qui doivent être dénoncés. Bien que la controverse analysée ici présente des signes d'un tel passage dès la phase d'émergence, les événements ultérieurs vont l'y précipiter.

La controverse émerge également d'un sentiment de frustration de la part des associations de protection de la nature quant au processus de concertation sur ce sujet. Les étapes précédentes du projet sur le choix du tracé et la préparation du dossier d'enquête publique avaient permis la succession de consultations formelles et de réunions de concertation à l'initiative de l'aménageur, auxquelles les associations étaient systématiquement associées. Bien que ces démarches ne cessent pas, les associations étant conviées régulièrement par l'aménageur pour les informer de l'avancement des études et recueillir leur avis sur les choix effectués au sujet des mesures compensatoires, celles-ci considèrent ces démarches comme largement insuffisantes et regrettent de ne pouvoir plus s'impliquer dans l'élaboration des études. Au nom des associations, Poitou-Charentes Nature (PCN) demande à deux reprises, d'abord aux services de l'Etat (DREAL), puis au préfet de la Région Poitou-Charentes, la constitution d'un groupe de travail spécifique sur les mesures compensatoires. Ces

demandes seront rejetées⁸⁴. Dans un courrier au préfet de juin 2006, PCN rappelle les exigences posées par les associations dès le début des discussions sur le projet au milieu des années 1990 et qui conditionnent leur avis favorable à la LGV. Ces conditions étaient triples : le développement du transport de fret par le rail ; la limitation des nuisances vis-à-vis des riverains, en particulier, le bruit et l'aspect visuel ; la prise en compte, « dès son élaboration, des contraintes environnementales, en particulier [la mise en œuvre] de toutes les mesures compensatoires et de réduction d'impact pour maintenir ou améliorer la diversité biologique et le patrimoine naturel de la région » (PCN, 2006).

Les mois passent et malgré la tenue de plusieurs réunions avec les associations pour préparer l'enquête publique, la situation concernant les compensations pour les outardes n'évolue pas. Lors de l'enquête publique préalable à la déclaration d'utilité publique pour le tronçon Tours-Angoulême, tenue en novembre et décembre 2007, les associations mettent à nouveau en avant, cette fois-ci dans leurs avis rendu à la Commission d'enquête, l'absence de concertation sur l'évaluation des incidences et l'élaboration des mesures compensatoires concernant les trois zones Natura 2000 abritant l'outarde canepetière. Elles soulignent notamment le rendu trop tardif des études d'incidences réalisées par l'aménageur dans lesquelles sont précisées les mesures d'atténuation des impacts (LPO, 2007 ; Vienne Nature, 2007). Pour les associations, ces études auraient dû être terminées au plus tard pour la phase de concertation sur le tracé (début 2006), ce qui aurait permis une élaboration plus partagée des mesures d'évitement, de réduction et de compensation. Selon l'une des associations, la divulgation des études d'incidence à la veille de l'enquête publique constitue même « un retard inexplicable et peut passer pour une tactique du fait accompli » (Vienne Nature, 2007, p.8).

Les associations regrettent également de ne pas avoir été associées à l'élaboration d'une convention-cadre entre l'aménageur et le Conservatoire des espaces naturels de Poitou-Charentes (CEN P-C), qui vise à réaliser un certain nombre de mesures

⁸⁴ Entretien avec un responsable de Poitou-Charentes Nature, 18 juin 2012.

compensatoires dont les 50 ha de surfaces en faveur de l'outarde (RFF et CEN P-C, 2007). C'est ce qui fera dire à la LPO-France que la concertation sur les mesures compensatoires n'a pas eu lieu, l'élaboration de conventions visant à mettre en œuvre des mesures sans consultation des associations en étant la preuve (LPO, 2007).

Au-delà des désaccords sur la qualité et la quantité des mesures compensatoires, les associations ont le sentiment d'une manipulation. Elles ont l'impression que l'aménageur et l'Etat, une fois le tracé adopté et la déclaration d'utilité publique obtenue, n'ont plus besoin d'elles alors qu'à ce stade, la définition et la mise en œuvre des mesures compensatoires sont encore très peu avancées, de même que la définition précise de certains impacts. Un responsable de Poitou-Charentes Nature témoigne de ce sentiment :

« Il y a eu un gros dossier où des propositions de variantes étaient relativement bien étudiées. Et le tracé qui a été choisi n'est pas le pire (...). Mais au moment de la DUP, où il fallait se prononcer sur le tracé, Monsieur X, adjoint au DRI⁸⁵, nous a dit qu'on ne pouvait pas mettre en cause le dossier mis à l'enquête, que tout était bouclé. Donc RFF et l'Etat se sont arrangés pour que l'enquête publique soit une procédure administrative où on ne remet plus rien en cause »⁸⁶.

La position des services de l'Etat n'est néanmoins pas aussi uniforme qu'il n'y paraît. Parmi les administrations centrales consultées et appelées à rendre un avis sur le dossier d'enquête, la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E) du ministère de l'Ecologie se montre particulièrement critique. Elle souligne notamment l'absence de tableau de synthèse permettant une comparaison claire des pertes (impacts) et des gains (compensations) en matière de biodiversité, pointant le caractère non-achevé et flou de cette partie de l'étude (D4E, 2007a). Ce positionnement lui sera d'ailleurs reproché par la Direction des infrastructures de transport, pour qui la D4E a omis de mettre en balance les impacts négatifs avec les effets positifs plus globaux sur l'environnement générés par un projet ferroviaire, notamment le report

⁸⁵ Directeur régional des infrastructures (service déconcentré du Ministère des transports).

⁸⁶ Entretien avec un responsable de Poitou-Charentes Nature, 18 juin 2012.

modal de l'aérien et du routier vers le rail, conformément aux objectifs nationaux et européens de réduction des gaz à effet de serre (RFF-LGV SEA2 2007b, p. 5). Néanmoins, en octobre 2007, le ministère de l'Ecologie donne son aval au dossier d'enquête publique en spécifiant que « si la consultation au niveau central a été limitée dans les phases amont du projet, le travail accompli durant la préparation du dossier d'enquête publique a permis des améliorations sensibles » (D4E, 2007b).

Au niveau régional, le service « Nature, eau, sites et paysages » de la DREAL fait sont travail d'instruction des dossiers réglementaires, mais en se tenant à distance de la contestation. Bien que nourrissant de nombreux désaccords avec la façon de faire de RFF, ce service se résigne très tôt au constat du fait accompli. Le projet SEA est considéré, aux yeux des environnementalistes de la DREAL, comme un projet venu « d'en haut », auquel on ne peut s'opposer. Faire preuve de trop d'exigences en matière de prise en compte de l'environnement serait ouvrir un conflit avec l'aménageur dont l'issue serait de toute façon à l'avantage de ce dernier⁸⁷.

Suite aux bilans de la concertation des parties prenantes et de la consultation formelle des parties prenantes ainsi que de la consultation inter-administrative des services centraux de l'Etat, l'Avant-projet sommaire est approuvé par décision ministérielle le 16 avril 2007, décision prescrivant la mise à l'enquête publique du projet (D4E, 2007b).

Face au mécontentement du monde associatif naturaliste, la stratégie de RFF, qui est celle du respect des prescriptions réglementaires, est maintenue. Pour l'aménageur, la réaction des associations est jugée exagérée :

« Le souhait des associations ne constitue pas une obligation réglementaire, les dossiers d'incidences Natura 2000 ne devant être formalisés qu'au moment de l'ouverture de la procédure réglementaire. Et ce n'est pas parce que le dossier d'incidences n'était pas formalisé que le sujet n'a pas été étudié avec les associations. Les associations ont été

⁸⁷ Point de vue du chef de service « Nature, eau, sites et paysages » de la DREAL Poitou-Charentes, rencontré lors du colloque « ZNIEFF » le 27 novembre 2012, au MNHN.

rencontrées régulièrement pour partager les méthodes, l'avancement des études et les choix. Elles auraient probablement apprécié d'être plus impliquées, mais il n'y a jamais eu de refus de les impliquer »⁸⁸.

En juin 2008, les Commissaires-enquêteurs rendent leur rapport sur les avis déposés lors de l'enquête publique⁸⁹. Certaines remarques des associations et des services de l'Etat sont prises en compte, comme la question du franchissement des cours d'eau par l'aménagement et son impact écologique. Des études complémentaires sont demandées, suivant notamment en cela l'avis du Directeur des études économiques et de l'évaluation environnementale du ministère de l'Ecologie. La Commission fait très peu de cas dans son rapport de la faune, de la flore et des milieux remarquables et protégés. Lorsqu'elle aborde le sujet des zones Natura 2000, elle tire la conclusion que ce sont majoritairement les pratiques agricoles qui sont responsables du déclin des espèces visées par les ZPS, notamment l'outarde canepetière. Elle en déduit par conséquent que l'aménageur n'a pas à assumer des mesures d'atténuation, y compris compensatoires, qui correspondent à des impacts dont l'entreprise n'est pas responsable. Cette conclusion de la Commission d'enquête fait ressurgir l'un des principaux points de désaccord entre l'aménageur et les associations : l'importance de la responsabilité de l'aménagement dans le déclin de l'outarde canepetière relativement aux autres causes attribuées à ce déclin, en particulier l'évolution des pratiques agricoles (Commission d'enquête LGV SEA 2, 2007).

En outre, elle vient renforcer la position de l'aménageur et de son bureau d'études qui, dans leur proposition, ont estimé que les seules compensations nécessaires étaient celles liées aux effets indirects du projet, c'est-à-dire les remembrements agricoles induits par le projet.

Ces éléments de l'avis de la Commission d'enquête sont relevés par Poitou-Charentes Nature dans un communiqué de presse ainsi que lors d'une conférence de presse tenue dans ses locaux quelques mois plus tard (PCN, 2008a ; PCN, 2008b). Le ton devient

⁸⁸ Un responsable de l'environnement chez RFF, dans un courriel à l'auteur, 10 avril 2013.

⁸⁹ Pour un projet de grande ampleur comme la LGV SEA, c'est une Commission d'enquête composée de plusieurs commissaires-enquêteurs, ici au nombre de 12, et d'un président, qui est mise en place.

plus mordant vis-à-vis de l'aménageur. Bien que les exigences ne changent pas, la remise en question des actions de l'aménageur est plus globale, au point parfois de contredire des positionnements antérieurs. Ainsi, selon Poitou-Charentes Nature, l'aménageur serait responsable de « 17 ans de déni de démocratie », au travers d'un « tronçonnage arbitraire des procédures entre projet Sud et projet Nord (...), avec des propositions jamais prises en compte par RFF ; des opérations « de concertation » réduites à un dispositif purement formel. Des commissions d'enquête publique sourdes aux problèmes d'environnement [...] » (PCN, 2008b).

Poitou-Charentes Nature va jusqu'à accuser RFF d'avoir délibérément choisi de passer dans les trois ZPS : « Le choix délibéré et précoce - avant l'étude d'incidence - de traverser quatre ZPS-Natura 2000, sans démontrer l'impossibilité de les éviter, témoigne d'une ignorance manifeste de l'enjeu, confirmée par le refus du principe de mesures compensatoires par acquisition et/ou gestion » (PCN, 2008b, p. 3).

Cependant, les associations ne se limitent pas à la dénonciation. La fédération demande l'achat ou la gestion d'au moins deux hectares pour chaque hectare détruit. Globalement, ce sont 1 700 ha qui sont demandés pour les mesures compensatoires, toutes espèces/espaces confondus.

Dans ce contexte sensible, l'aménageur doit faire évoluer sa stratégie, sous peine de voir son projet retardé. Il décide de faire un geste en faveur des associations et lance une étude supplémentaire sur le chiffrage des impacts sur les outardes, commanditée à un autre bureau d'étude naturaliste. Cette étude contribue à faire évoluer la position de l'aménageur. Dans le dossier des « engagements de l'Etat », qui synthétise les promesses de l'étude d'impact, 135 ha sont prévus à l'acquisition pour les 3 ZPS concernées par l'outarde, ainsi que 25 ha sur la zone de Vouharte (au lieu des 50 ha et 15 ha de la proposition précédente).

Néanmoins, les associations sont en désaccord avec le contenu de ces engagements, qu'elles considèrent encore comme très insuffisants.

Phase 3 : l'épreuve de la représentation politique

Pour Chateauraynaud, il s'agit du moment où la controverse jusque-là confinée aux cercles des experts des deux parties, sort dans l'espace public. Cette sortie se fera sous deux formes.

Epaulées par la fédération nationale, France Nature Environnement, les associations décident d'utiliser le recours juridique comme moyen d'action. FNE et PCN déposent un recours gracieux en août 2009 auprès du Premier Ministre afin qu'il revienne sur le décret déclarant d'utilité publique le projet Tours-Angoulême (SEA 2). Cette demande est rejetée et les associations s'adressent alors au Conseil d'Etat pour faire annuler la déclaration d'utilité publique (FNE et PCN, 2009). RFF produira pour sa défense un mémoire répondant point par point aux arguments développés dans le recours des associations (SCP Ancel-Couturier-Heller, 2009). Ce recours au Conseil d'Etat sera également rejeté, aucun des arguments, de forme et de fond, avancés par les requérants n'ayant été retenus. Ces réunions seront relatées par les médias locaux qui feront un large écho à cette « bataille des hectares » pour compenser la biodiversité locale à coup de recours en justice⁹⁰.

La controverse deviendra publique également au travers d'une série de réunions de concertation au ministère de l'Ecologie et des Transports. Selon les associations, ces réunions au plus haut niveau sont l'aboutissement d'un travail de persuasion de leur part, car, n'arrivant pas à se faire entendre au niveau des instances régionales de l'Etat (préfectures), elles décidèrent de s'inviter au ministère par le biais d'un contact bien placé d'un des membres de FNE⁹¹. Pour le dirigeant de PCN, qui mène la négociation pour les associations, ce combat pour faire « monter » le conflit a été difficile, portant notamment sur leur légitimité en tant qu'experts :

⁹⁰ Par exemple, dans la presse régionale : Sud-Ouest, *LGV : Charente-Nature a saisi le conseil d'Etat*, 24 avril 2010 ; Sud-Ouest, *L'appel lancé au Conseil d'Etat*, 1^{er} avril 2011.

⁹¹ Communication personnelle d'un ancien président de Charente-Nature.

« Une fois, il y avait une réunion avec le préfet où il refusait [d'augmenter les compensations], et un des directeurs nationaux de RFF m'a expliqué que je n'y connaissais rien, que lui était scientifique et pas moi. Après la réunion, je suis allé le trouver et lui ai dit : attendez, vous vous n'êtes pas scientifique, moi je le suis. Ce qui était vrai d'ailleurs... Alors il a été un peu troublé et a accepté de renégocier et on a provoqué une réunion en juillet 2009 avec les Associations et RFF, à laquelle tous les services de l'Etat en région et au niveau central, se sont associés. Mais ce n'est pas eux qui l'ont organisée, hein, c'est nous »⁹².

Les acteurs de Poitou-Charentes se déplacent donc à Paris pour faire part de leurs désaccords. Les associations sont représentées par leurs dirigeants. Sont également présents les services déconcentrés de la DREAL en région. Du côté de l'aménageur, le directeur de projet, le responsable des études environnementales ainsi que des représentants du siège parisien sont présents. Ces réunions sont présidées par le Directeur des infrastructures de transport du ministère de l'Ecologie et des Transports.

Deux réunions permettent à chacun d'exprimer ses positions mais n'aboutissent pas à un consensus. Selon le président de l'époque de l'association Charente-Nature, dont le territoire est le plus concerné par le projet :

« Il y a eu une grosse bagarre avec RFF, parce que les mesures compensatoires telles que proposées par RFF et dans [le dossier des] engagements de l'Etat ne correspondaient pas aux souhaits des associations. Nous, on demandait 2 000 ha, et on devait nous en octroyer au mieux 170 je crois, à la fois en acquisition et gestion. Et donc il y a eu des interventions très importantes sur ce sujet, puisqu'on est remonté jusqu'au ministère de l'Environnement. A un moment donné, pour mettre un peu d'ordre, le ministère a désigné des experts, et les experts ont appuyé de fait les demandes des associations »⁹³.

En effet, pour alimenter le débat et fonder une future décision, le Directeur des infrastructures de transport n'ordonne pas moins qu'une triple expertise, commanditée à trois spécialistes de l'espèce et non-impliqués dans le projet: un écologue, directeur de recherche au CNRS de Chizé, responsable de plusieurs programmes de recherche

⁹² Entretien avec un responsable de PCN, 18 juin 2012.

⁹³ Entretien avec un dirigeant de Charente-Nature, 7 décembre 2012.

sur l'outarde migratrice depuis les années 1990 ; un autre écologue, chercheur au Muséum national d'histoire naturelle et auteur d'une thèse de doctorat sur l'outarde ; enfin, un expert naturaliste du Conservatoire régional des espaces naturels du Languedoc-Roussillon, reconnu pour sa connaissance de l'espèce. On est ici au cœur de la controverse scientifique ou technique, telle que définie par Lemieux (Lemieux, 2007) : un conflit triadique où le juge est constitué par le public des pairs. L'expertise demandée, à défaut d'être collective (les experts ne se sont pas consultés entre eux), est multiple. Le procédé n'est pas nouveau et témoigne d'une constante de l'évaluation des risques sanitaires ou environnementaux : l'expertise multiple permet de présenter une pluralité de points de vue, issus éventuellement de disciplines différentes (ce qui n'est pas le cas ici), et de parer les limites de l'expertise individuelle notamment sa perméabilité vis-à-vis des intérêts particuliers (Commissariat général du Plan, 2002).

La demande faite aux experts par la Direction des infrastructures de transport est double : ceux-ci sont appelés à se prononcer sur l'évaluation des impacts réalisée par l'aménageur ainsi que sur les mesures compensatoires proposées, en faisant si besoin de nouvelles recommandations concernant ces mesures compensatoires.

Le travail des experts consiste à rendre une note argumentée, basée sur une analyse des documents fournis par l'aménageur, notamment les études d'incidence des trois ZPS à outardes et les rapports d'investigation de terrain spécifiques, ainsi que sur la littérature existante dont ils sont parfois eux-mêmes les auteurs. Le travail se fait « en chambre », aucun des experts ne se déplaçant sur le terrain. Les experts ne procèdent pas non plus à des auditions des différents acteurs. Cela s'explique sans doute par la brièveté des délais, la demande étant faite fin novembre 2009 pour une réponse attendue mi-janvier 2010. RFF exprimera cependant son regret que l'expertise « ait été limitée à une approche théorique, là où une enquête en situation aurait peut-être eu une influence sur les conclusions des experts »⁹⁴.

⁹⁴ Propos d'un responsable environnement de RFF, rapportés dans l'article du quotidien Sud-ouest, *LGV : Charente-Nature a saisi le conseil d'Etat*, du 24 avril 2010.

Les experts vont se prononcer sur les trois problèmes au cœur de la controverse. Concernant la prise en compte des mâles chanteurs uniquement pour caractériser l'état de la population d'outardes, les experts considèrent qu'au regard des connaissances acquises récemment sur l'espèce, cela n'est plus suffisant. L'expert du Muséum souligne que la distinction entre noyaux de mâles et localisation des nichées avec les femelles est essentielle, car bien que ces dernières se trouvent dans le même type d'habitat que les mâles, elles peuvent être situées à des distances de 1 à 2 km des noyaux de mâles.

Concernant la distance d'évitement de l'infrastructure par l'outarde, le chercheur du CNRS indique qu'au vu de l'expérience sur l'A83, elle serait plutôt de 1 km pour les mâles et de 2 km pour les femelles. L'expert indique en outre que la réalisation d'une étude complémentaire par l'aménageur réalisée en 2009 va dans ce sens puisqu'elle prend en compte un fuseau de 1,5 km de part et d'autre du tracé. Néanmoins, pour ce même chercheur, ce qui importe vraiment, ce n'est pas d'évaluer le nombre de mâles touchés par la ligne, mais la superficie agricole favorable aux outardes qui sera perdue. En effet, les outardes suivent les assolements agricoles. En cela, une petite surface agricole est susceptible de convenir à nouveau aux outardes si le type de culture redevient favorable (jachère, luzerne), à condition que la surface ne soit pas inférieure à 100 ha d'un seul tenant. L'expert propose donc que toute zone agricole de 100 ha favorable à l'outarde contenue au moins partiellement dans une des 3 ZPS et touchée par un fuseau de 2 km centré sur le tracé (1 km de chaque côté) soit compensée à hauteur de 20 ha. L'expert du Conservatoire des espaces naturels du Languedoc-Roussillon va dans le même sens mais selon une formule plus simple : pour lui, toutes les surfaces favorables à l'outarde touchées par une bande de 500 m centrée sur la ligne doivent être compensées au double.

Concernant le rôle de l'aménagement foncier, l'expert du CNRS insiste sur la limitation des remembrements et sur la nécessité d'en compenser les conséquences. Le chercheur du Muséum va quant à lui plus loin dans la consigne : il préconise l'interdiction de ce qu'il nomme la « défragmentation parcellaire » lors du remembrement dans ces zones, ce qui revient en fait à remettre en cause la logique même de la procédure réglementaire de remembrement.

Bien que les trois experts soulignent les insuffisances dans la prise en compte des impacts et donc la sous-estimation des mesures compensatoires correspondantes, ils donnent chacun un avis divergent quant aux mesures compensatoires concrètes à mettre en œuvre. Ce résultat fera dire après coup à l'aménageur :

« Dans ce comité d'experts, on avait trois points de vue complètement différents. La conclusion, car il fallait qu'ils fassent une proposition de compensation, ça variait du simple au triple. C'est là qu'on s'est rendu compte que finalement sur l'outarde, il y avait un défaut de connaissance assez fort »⁹⁵.

Les trois experts n'ont pas produit les mêmes recommandations en effet, mais qui s'y attendait vraiment ? La sociologie de l'expertise a déjà montré au travers de nombreux cas la contradiction qui se trouve dans le fait de demander à des scientifiques de donner des avis formels à propos de réalités complexes, et ce dans un délai court, alors que ces mêmes scientifiques sont formés à produire des connaissances très partielles, progressivement, à partir d'hypothèses simplifiées dont ils maîtrisent les paramètres (Joly, 2005). Si les experts convoqués se limitent à leur rôle de scientifique, ils ne pourront pas venir en aide aux politiques qui ont fait appel à eux, ce qui les obligera à dépasser les frontières du savoir scientifique pour faire intervenir des valeurs. Vouloir asseoir la légitimité d'une décision politique sur des outils et des données purement scientifiques alors que les questions sont fondamentalement politiques revêt donc un caractère biaisé (Joly, 2005).

Phase 4 : la régulation et la normalisation

Dans cette phase, toujours en suivant Chateauraynaud, se mettent en place les dispositifs qui vont servir à « cadrer » la problématique, à la rendre gérable afin qu'elle cesse de produire des incertitudes et des blocages. Il s'agit en quelque sorte de réguler

⁹⁵ Entretien avec un responsable environnement de RFF, 22 février 2012.

le risque environnemental (pour l'outarde) afin qu'il cesse de produire des risques associés pour les promoteurs du projet (risques juridiques, institutionnels, financiers, de réputation).

Suite aux avis, divergents, des experts, l'aménageur et son bureau d'étude revoient à nouveau leur évaluation. Une proposition technique est mise au point en suivant partiellement les recommandations des experts de compenser les espaces impactés et les espaces perturbés, définissant ainsi environ 240 ha de compensations répartis pour moitié sur le site de Vouharte, secteur hors Natura 2000 finalement le plus sensible, et l'autre moitié sur les trois ZPS moins impactées.

Cette nouvelle proposition de l'aménageur, élaborée à partir d'une méthode de chiffrage plus complexe qui tient compte des remarques des experts, ne sera pourtant pas retenue. En effet, le 8 avril 2010, une dernière réunion est organisée au ministère de l'Ecologie. Le directeur des infrastructures du ministère, tenant compte des demandes exprimées par les différents intervenants, tranche sur un « montant » de compensations : ce sont 700 ha, dont 160 en acquisition, qui seront consacrés à la compensation des impacts sur les outardes, en particulier sur les 3 ZPS désignées au titre de cette espèce.

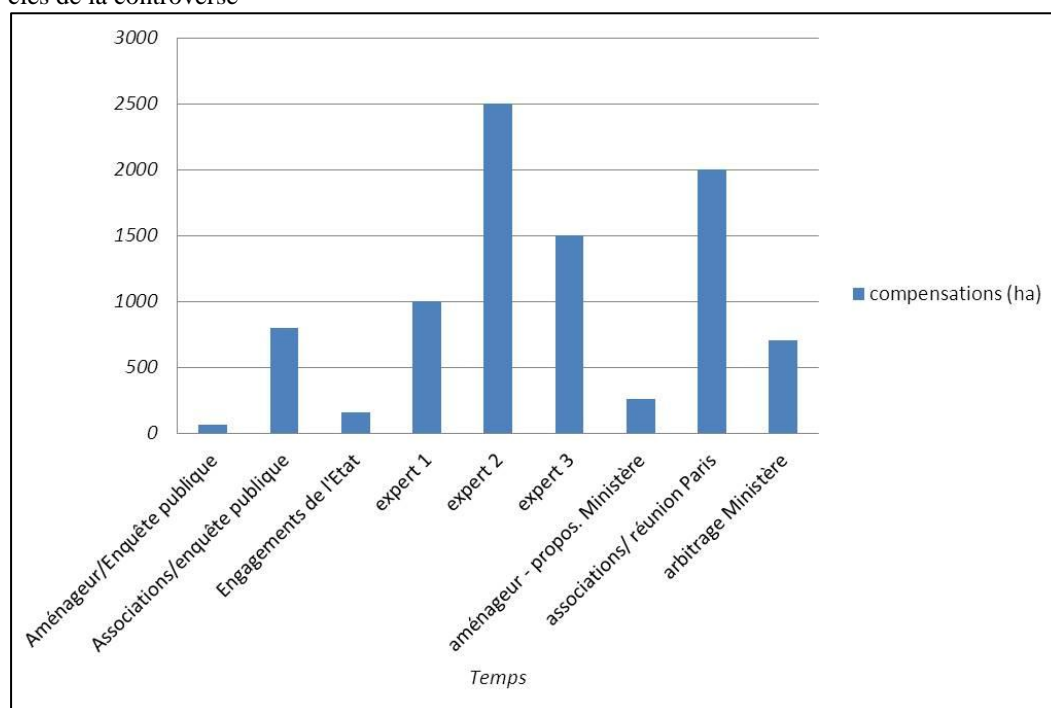
Ces 700 ha sont considérés pour les associations de protection de la nature comme un succès car ils viennent valider leur expertise naturaliste. Bien qu'elles considèrent qu'elles auraient pu « lâcher » moins facilement devant l'Etat, l'octroi de 700 ha de compensation est une reconnaissance de leur capacité à évaluer les impacts face à un aménageur qui ferait tout pour les minimiser :

« Leurs résultats [des experts] ont confirmé ce que nous demandions. Nous demandions aussi qu'une partie soit acquise pour pérenniser les actions. Alors RFF a dû se rendre à l'évidence qu'ils avaient tort. Evidemment, ce que nous demandions, 1 000 ha pour une ZPS, comme il y en a 3 en Poitou-Charentes, cela a fait tousser beaucoup de gens. Donc on

a cédé un peu vite car on a obtenu 700 ha pour les 3 ZPS. Nous avons dû réviser à la baisse nos prétentions (...)»⁹⁶.

Cet arbitrage final, même s'il est perçu comme une quasi-victoire pour les associations, représente en fait un compromis entre les demandes des deux parties, demandes qui ont elles-mêmes évolué au cours du temps, notamment suite aux avis des experts (fig. 5). D'un point de vue purement quantitatif, les deux parties font un effort du même ordre de grandeur: l'aménageur doit tripler son offre (de 240 ha à 700 ha), alors que les associations doivent diviser leur demande par trois (de 2000 ha à 700 ha).

Figure 5 : Évolution quantitative des mesures compensatoires (en hectares) selon les moments-clés de la controverse



D'un point de vue stratégique, l'aménageur peut être satisfait de l'accord trouvé. Au vu du contexte de mise en concession du projet à un partenaire privé, il était indispensable que le blocage autour des compensations soit, au moins temporairement et malgré les

⁹⁶ Entretien avec un dirigeant du Groupe ornithologique des Deux-Sèvres (GODS), 21 juin 2012. Le GODS, membre de PCN, est très impliqué dans la gestion d'une des ZPS en question ici.

recours en justice, dépassé, afin de permettre la conclusion du contrat de partenariat selon le calendrier fixé par l'Etat.

Cependant, l'arbitrage ministériel est également vu chez RFF, en tout cas chez la personne qui a suivi le dossier des compensations, comme une défaite, non pas d'un point de vue stratégique, mais sur le plan épistémique:

« Au final, il a fallu arbitrer, c'est donc la Direction des Infrastructures de transport (DIT), qui a fait l'arbitrage. Son souci principal était de sécuriser la déclaration d'utilité publique et la signature du contrat de concession dont les négociations étaient en cours. Ils ont plus essayé de faire plaisir à PCN que de vraiment tenir compte de l'éclairage scientifique apporté par les experts. La DIT a arbitré dans un souci de calmer le jeu plus que dans un souci scientifique »⁹⁷.

A la suite de l'arbitrage rendu par la Direction des infrastructures de transport, l'aménageur revoie donc une dernière fois sa copie, de sorte à adapter sa méthodologie, après coup, afin que celle-ci aboutisse aux 700 ha décidés par le ministère.

L'arbitrage finalement effectué par l'Etat au sujet des mesures compensatoires pour l'outarde canepetière montre qu'au cours de la controverse, d'autres paramètres que la science interviennent. Au travers des évaluations successives, et notamment celles des experts extérieurs, les acteurs en présence, aménageur et associations, ont réussi tous deux à maintenir leurs positions. RFF obtient la poursuite du projet, moyennant la mise en place de mesures compensatoires dont il considère pourtant qu'elles ne correspondent pas à la juste réparation de l'impact généré par son projet. De leur côté, les associations naturalistes, ayant bien su manœuvrer dans un contexte complexe d'attente du décret d'autorisation du projet (DUP) et de signature d'un contrat de concession entre RFF et un partenaire privé, obtiennent un montant de mesures compensatoires jugé à la hauteur de leur engagement dans ce conflit.

⁹⁷ Entretien avec un responsable de RFF, 22 février 2012.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons examiné certaines incertitudes qui sont à l'origine des controverses actuelles sur les compensations pour atteintes à la biodiversité et le rôle de l'expertise dans la résolution de ces incertitudes.

A partir de l'exemple du projet LGV-SEA, nous avons analysé la controverse ayant émergé entre l'aménageur et les associations sur l'évaluation des compensations pour atteintes à des populations d'un oiseau protégé. Nous avons montré que des incertitudes très grandes dues à des défauts de connaissance en matière d'écologie et de biologie des populations conduisent à un recours aux experts pour tenter de réduire ces incertitudes et aider à la prise de décision. Cependant, dans ce type de situation, les avis des scientifiques ne permettent pas de réduire les incertitudes sur les connaissances. Ils permettent plutôt de faire un bilan sur ce qui est connu et sur ce qui est encore incertain, pour qu'un choix politique puisse être fait, pour « agir dans un monde incertain » (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001).

L'examen des différentes phases de la controverse, et en particulier l'examen dans un territoire des rapports de forces entre acteurs, nous a permis de montrer qu'à ces incertitudes scientifiques s'ajoute un second moteur de controverse : un niveau stratégique où les acteurs défendent leurs intérêts. En prenant en compte les deux origines de la controverse, épistémique et stratégique, il a été possible de reconsidérer le rôle de l'expertise extérieure dans le contexte des projets d'aménagement : l'expertise a contribué à clore la controverse autour des compensations, non pas tant en éliminant l'incertitude sur ce que devraient être des mesures compensatoires efficaces pour réparer le dommage à la biodiversité, mais surtout en permettant d'enrayer les conflits et de diminuer les divers risques (juridique, financier, politique) menaçant la poursuite du projet.

Le recours à l'expertise extérieure est une preuve de caractère imparfait ou inadéquat de l'instrument compensation. Cet instrument, censé résoudre le problème des impacts par une solution en apparence simple (tout ce qu'on ne peut éviter ou réduire sera compensé par ailleurs) génère en fait une controverse mêlant des aspects cognitifs (que

connaît-on de la biologie de l'outarde ? Comme réagit-elle aux impacts ? Comment réaliser l'équivalence écologique ?) et des aspects stratégiques (Qui connaît mieux l'outarde ? Qui est légitime pour en parler ?).

Au travers de ce cas d'étude, nous montrons que l'instrument compensation passe par plusieurs phases avant de pouvoir effectuer ce travail de gouvernabilité, dont on a vu qu'il était complémentaire des objectifs ouvertement techniques et de connaissances assignés aux instruments.

Chapitre III : le projet de Contournement ferroviaire de Nîmes et Montpellier (CNM)

1. Le contexte du projet : objectifs, historique, paysages traversés et acteurs impliqués

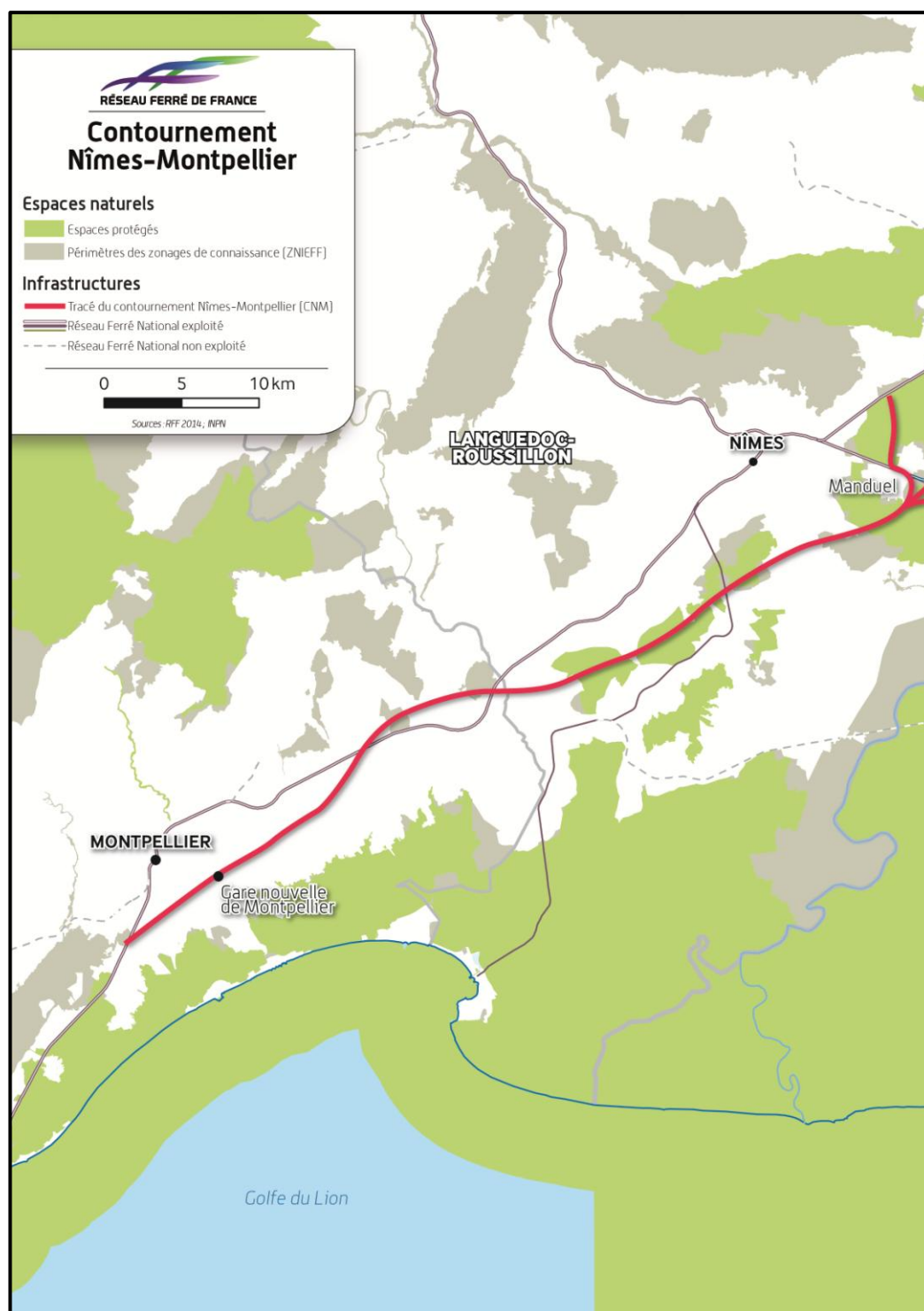
1.1. Objectifs et historique du projet

Le Contournement ferroviaire de Nîmes et Montpellier (CNM) est un projet de ligne ferroviaire mixte (voyageurs et marchandises) lancé en mars 2000. Il s'agit de la branche languedocienne de la LGV Méditerranée (Valence-Avignon-Aix-Marseille) inaugurée en 2001, mais qui n'a pas été réalisée au-delà du sud-est de Nîmes du fait de prévisions de trafic faibles et faute de soutiens politiques forts. La branche languedocienne Nîmes-Montpellier avait néanmoins fait l'objet entre 1989 et 1994 de toutes les études techniques requises au point qu'un tracé fut fixé dans le cadre de la déclaration d'utilité publique du projet global LGV Méditerranées publiée le 31 mai 1994 (Lolive, 1999)

La relance du projet CNM est motivée, selon ses promoteurs, par le fait qu'il constitue un maillon essentiel des réseaux européens de la grande vitesse et du fret ferroviaire. En effet, il est un des deux chaînons manquants entre la LGV Méditerranée à l'est et la ligne nouvelle Perpignan-Figueras vers Barcelone à l'ouest, mise en service en janvier 2013. Le contournement de Nîmes et Montpellier constitue donc une des phases essentielles (avec la réalisation de la portion Montpellier-Perpignan) de la construction d'un axe ferroviaire qui permettrait, toujours selon ses promoteurs, de faire face à la saturation progressive du réseau ferroviaire classique. La ligne ferroviaire actuelle Nîmes-Montpellier ne serait plus en mesure d'absorber l'augmentation prévue des trafics de marchandises et de voyageurs.

Les trois objectifs officiels du projet CNM sont de donner une impulsion forte au développement du fret ferroviaire ; de soulager la ligne actuelle et permettre un renforcement significatif des dessertes de trains régionaux (TER) ; et de permettre le transport de voyageurs à grande vitesse (voir figure 6).

Figure 6. Carte du CNM et des espaces naturels traversés



1.2. L'occupation du sol et les ensembles paysagers

La zone concernée par le projet, la plaine languedocienne, est composée de plusieurs grands ensembles naturels. Le tracé croise en particulier, sur 50 % de sa surface, des zones cultivées (cultures annuelles, vignobles, vergers). Viennent ensuite des friches (27 %), des zones urbanisées (16 %), des forêts et boisements (2,8 %), des espaces ouverts et milieux à végétation arbustive, appelés garrigues (2,2 %) et des milieux aquatiques (2 %) (RFF, 2011).

L'agriculture est donc largement l'habitat dominant pour les espèces de flore et de faune sauvages. En 2012, la production dominante est toujours la vigne, malgré une régression de 50 % des surfaces vouées à cette culture en 20 ans. Il est à noter que ce déclin est encouragé par les politiques publiques, notamment avec la prime à l'arrachage définitif. De même l'arboriculture est en fort déclin, mais l'absence d'indicateurs ne permet pas de chiffrer celui-ci (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011)

A la place de la viticulture et de l'arboriculture, c'est la culture de céréales et des oléoprotéagineux qui s'est imposée, impliquant l'intensification des pratiques. Cette tendance a aussi mené à l'accroissement considérable des jachères, à la présence de friches, ainsi qu'à la baisse sensible des surfaces toujours en herbe (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011).

Les zones de culture et les friches de la plaine du Languedoc accueillent en particulier une diversité importante de plantes messicoles, dont certaines sont protégées. Mais c'est surtout le cortège d'oiseaux présent dans la zone qui revêt une valeur patrimoniale forte car il comporte de nombreuses espèces en régression, plus ou moins importantes, au niveau national et/ou européen. On y trouve notamment plusieurs espèces emblématiques des milieux agricoles diversifiés et peu intensifs, l'outarde canepetière et l'œdicnème criard, ainsi que le rolhier d'Europe, ce dernier étant limité en France aux zones à climat méditerranéen.

Les zones boisées sont peu nombreuses dans la plaine languedocienne. Elles sont constituées en îlots de taille restreinte. C'est la nature ordinaire qui est prédominante au niveau faunistique, avec quelques espèces remarquables comme le triton marbré. La flore est moins ordinaire dans la mesure où le sol est propice au développement des plantes acidophiles des milieux boisés.

Les garrigues, espaces arides et caillouteux gardés ouverts par les pratiques liées au pastoralisme (dont les brûlis et coupes de bois), sont en régression depuis les années 1960 et laissent la place à une végétation arbustive puis forestière. Trois zones de garrigues sont touchées par le projet CNM, celles-ci abritant une diversité floristique importante, dont par exemple l'Astragale glaux. Du point de vue faunistique, les espèces remarquables rencontrées sont le lézard ocellé, la magicienne dentelée (sauterelle) ou encore la proserpine (papillon de jour).

Les cours d'eau et leurs ripisylves rencontrés dans la zone du projet sont importants en tant qu'habitats d'espèces. Le principal cours d'eau, le Vidourle, fait d'ailleurs l'objet d'un zonage Natura 2000 (ZSC) au titre des habitats d'intérêt communautaire qu'il abrite ainsi que de plusieurs espèces d'insectes. 44 espèces de libellules ont ainsi été observées dans ce type de milieu, la plupart étant protégées. Il faut noter aussi la présence de deux espèces remarquables et protégées : le castor d'Europe, l'aloise feinte (poisson amphihalin) et la cistude d'Europe (tortue).

Pour ces raisons, le territoire concerné par le projet d'infrastructure comprend plusieurs sites Natura 2000, dont deux sont directement touchés par le tracé. Il s'agit de la Zone de protection spéciale (ZPS) « Costières nîmoises » et du Site d'intérêt communautaire (SIC, future ZSC) « Le Vidourle ».

1.3. Historique du projet

Le fait que le CNM soit structurellement et historiquement lié à la LGV Méditerranée fait de lui un projet très particulier, notamment en termes de prise en compte de

l'environnement. Lors de la relance du projet en 2000, le tracé est déjà figé et a valeur réglementaire, car déclaré d'utilité publique en 1994. Ce passif implique qu'il est impossible de partir, comme pour les autres projets (voir l'étude de cas de la LGV SEA), d'une zone d'étude très large permettant, en plusieurs étapes, de choisir parmi un tracé de moindre impact environnemental (d'abord, entre des zones de passages potentielles de plusieurs kilomètres de large, puis entre plusieurs fuseaux de 1 000 m au sein de la zone de passage, et enfin entre plusieurs tracés au sein du fuseau choisi). L'absence de ces étapes préalables aura des conséquences importantes en matière de procédures d'évaluation environnementale puisque la logique qui consiste à éviter, réduire, puis compenser les impacts est ici impossible à mettre en œuvre de manière complète. Le tracé sera imposé d'emblée, même s'il s'inscrit dans une bande plus large de 500 m centrée sur ce dernier dans laquelle des modifications marginales sont tout de même possibles. De manière notable, l'évitement d'impacts sur des enjeux forts par le choix entre plusieurs variantes de tracé n'est donc déjà plus envisageable au moment du lancement du projet en 2000. Ce débat est en effet censé avoir eu lieu plusieurs années auparavant dans le cadre de l'enquête publique du projet global LGV Méditerranée. Or, le dossier d'étude d'impact fait peu de cas de l'environnement, et encore moins de biodiversité. A l'époque, le maître d'ouvrage, la SNCF, ainsi que ses bureaux d'études, sont surtout confrontés à des oppositions fortes de la part de riverains et de groupements professionnels (industrie viticole) et une grande partie du tracé de la LGV Méditerranée, y compris sa branche languedocienne, est négociée directement avec les communes en 1990 et 1991, cartes à l'appui, par une commission de concertation *ad hoc* composée de trois hauts fonctionnaires et présidée par l'homme politique Max Querrien (Lolive, 1999). Dans la partie languedocienne, le tracé oscillera entre trois variantes. C'est le tracé le plus au nord qui sera retenu car il est plus court et n'obère pas les possibilités de développement du trafic de l'aéroport de Nîmes. Des adaptations locales du tracé permettront de diminuer fortement l'impact de cette variante sur l'habitat humain, thème constituant la principale difficulté de cette option (RFF, 2003). Néanmoins, une autre particularité de cette variante est qu'elle traverse en son centre le plateau des Costières, ce dont on verra plus loin les conséquences pour la suite du projet.

Entre 2000 et 2003, une nouvelle étude d'impact est néanmoins réalisée dans le cadre de la relance du projet, du fait des évolutions des fonctionnalités souhaitées par rapport au projet d'origine : l'inclusion du trafic de marchandises (la LGV Méditerranée était uniquement destinée au trafic de voyageurs) et l'intérêt de raccorder la future ligne à la ligne classique sur la rive droite du Rhône, eu vue de la circulation de ces marchandises.

Cette nouvelle étude d'impact conclura que l'analyse renouvelée du tracé déterminé en 1994 par le projet de LGV Méditerranée et de son environnement ne fait apparaître aucun élément significatif nouveau et que ce tracé n'est donc pas remis en cause. On imagine mal en effet qu'un tracé avec un historique comme celui du conflit du TGV Méditerranée, tracé arrêté grâce à une négociation réalisée commune par commune dans le cadre de la mission Querrien, puisse être remise en cause.

1.4. Les acteurs de la biodiversité

RFF est maître d'ouvrage du projet de 2000 à 2012. En 2012, le projet est transmis à un acteur privé dans le cadre d'un partenariat public-privé. L'équipe de la mission CNM de RFF est basée pour partie au siège de RFF à Paris et pour partie à Montpellier, siège de la direction régionale Languedoc-Roussillon de l'entreprise.

La controverse autour de la biodiversité analysée ici concerne surtout la période durant laquelle RFF est responsable de l'élaboration du projet. Néanmoins, la perspective de voir le projet passer dans les mains d'un groupement d'entreprises privées et les incertitudes associées à l'engagement de ce nouvel acteur en matière d'environnement, a influencé la qualité des relations entre RFF et les services de l'Etat. Ce partenaire aura la tâche de réaliser la suite des études, notamment l'avant-projet détaillé, ainsi que les travaux, et de mettre en service et entretenir la ligne nouvelle, ce pour une durée de 25 ans⁹⁸. Parmi les transferts de compétences figure la mise en place de la majorité des

⁹⁸ Le projet CNM constitue un *contrat de partenariat*, d'une durée de 25 ans, pour un budget de 2,3 milliards d'euros. Dans le cadre de ce contrat, le partenaire privé se voit confier une mission globale

mesures environnementales, comme les mesures de réduction des impacts en phase chantier, mais également les mesures compensatoires prévues au titre des incidences Natura 2000 et de la législation nationale sur les espèces protégées.

Les services régionaux du ministère de l'Ecologie, DREAL (ex-DIREN) et départementaux (DDTM) ont joué un rôle de premier plan dans la manière dont la problématique biodiversité a été abordée sur ce projet. Au sein de la DREAL, le service Nature eau et paysages a été l'interlocuteur central de RFF pour ce qui concerne les dossiers d'incidence Natura 2000 et de dérogation à la destruction d'espèces protégées. Le service de l'aménagement avec notamment son responsable de l'Evaluation environnementale (qui instruit les études d'impacts) a également joué un rôle important, notamment en essayant de faire tampon entre les environnementalistes et les services des transports au sein de la DREAL⁹⁹. Concernant spécifiquement les dossiers d'incidences, c'est la DDTM qui avait la charge de l'instruction. A ce titre, elle a également été un interlocuteur central. Les services centraux du Ministère de l'Ecologie et des transports sont également intervenus sur ces dossiers environnementaux. Le rôle de ces différentes structures sera abordé en détail dans l'analyse du conflit présentée ci-dessous.

Plusieurs associations naturalistes seront très actives dans le cadre du projet de CNM. A l'opposé, le projet mobilisera peu les riverains et les associations de défense du cadre

de construction, d'exploitation, d'entretien et de financement d'une infrastructure. Ce type de contrat prévoit la mise à disposition de l'infrastructure au profit de l'autorité publique pendant une durée assez longue (de 15 à 40 ans), l'opérateur privé étant rémunéré par des « loyers » payés par l'autorité contractante publique. Le titulaire du contrat de partenariat ne porte pas le risque de fréquentation. Ce type de contrat a été créé, via une ordonnance, par l'Etat français en 2004. Le projet de ligne Tours-Bordeaux (SEA) est quant à lui un *contrat de concession*, d'une durée de 50 ans, pour un budget de 7,8 milliards d'euros. Formule plus ancienne, le contrat de concession repose sur le principe d'un transfert maximal des risques vers un opérateur privé, celui-ci prenant en charge le risque de fréquentation et se rémunérant directement auprès des usagers de l'infrastructure, dans ce cas-ci auprès des entreprises ferroviaires (SNCF et autres).

⁹⁹ Entretien avec le responsable de l'évaluation environnementale à la DREAL Languedoc-Roussillon, le 25 mai 2011. Les services en charge de l'environnement et des transports sont regroupés depuis 2008 dans la même direction suite à la fusion des ministères de l'Ecologie d'une part et de l'Équipement et des Transports de l'autre, conséquence du Grenelle de l'environnement.

de vie, en dehors des enjeux classiques très localisés (expropriations notamment). Il n'y aura pas de montée en généralité, par exemple au travers de la création de collectifs couvrant tout le territoire où au travers de l'intégration de thématiques originales comme la biodiversité.

Les associations naturalistes les plus présentes dans le cadre du projet sont le Centre ornithologique du Gard (COGard) et le Conservatoire des espaces naturels du Languedoc-Roussillon (CEN-LR). Le COGard est une association loi 1901 de protection de la nature, fondée en 1980. Fin 2010, la structure comptait 190 adhérents, avec cinq salariés. Spécialiste des oiseaux, l'association a développé une connaissance importante de l'avifaune du département du Gard. Elle est responsable ou co-responsable de la plupart des suivis et des plans de gestion qui concernent l'avifaune dans la région (ZPS, plans nationaux d'action d'espèces protégées). Elle met en outre, dans certains cas, son expertise à profit pour l'évaluation environnementale des projets d'aménagements (prestataires pour aménageurs, directement ou indirectement via un bureau d'études). Acteur central de la protection de la nature dans le département, le COGard a contribué à la fondation en 1996 de *Meridionalis*, l'Union des associations naturalistes du Languedoc-Roussillon, qui regroupe cinq associations couvrant les cinq départements de la région.

Un second acteur associatif partie prenante du projet CNM est le CEN-LR. Le CEN-LR est une association loi 1901 fondée en 1990 dont la mission première est d'utiliser la maîtrise foncière et la maîtrise d'usage pour protéger et gérer la biodiversité régionale. Le CEN-LR effectue également un travail d'accompagnement de structures institutionnelles manquant d'expertise en matière de gestion de la biodiversité, par exemple l'appui des collectivités locales dans la mise en place de la politique Natura 2000, et en coordonne des plans nationaux d'action pour des espèces protégées (c'est le cas par exemple du Plan national d'action pour l'aigle de Bonelli). LE CEN-LR est financé à 90 % par des fonds publics, qu'ils soient nationaux, régionaux départementaux ou européens.

D'autres associations naturalistes ont participé aux débats liés à la prise en compte de la biodiversité dans le cadre du projet. Néanmoins, elles ont occupé une place moins

importante que le COGard et le CEN-LR. On peut citer notamment Les Ecologistes de l'Euzière et la Société pour la protection de la nature du Gard.

La profession agricole, au travers notamment de la Chambre d'agriculture du Gard, tient une place importante dans les actions de protection de la nature du département, notamment dans la mise en œuvre des mesures agro-environnementales territoriales par des agriculteurs volontaires (MAET) dans les zones Natura 2000. Elle est rédactrice, avec le CEN-LR et le COGard, du document d'objectifs (DOCOB) de la ZPS « Costières nîmoises ». Dans le cadre du projet CNM, les agriculteurs sont des interlocuteurs obligés en matière de biodiversité, la protection de celle-ci, et notamment les mesures compensatoires, étant largement dépendante des pratiques agricoles.

2. Une controverse autour de la biodiversité

Comme pour l'étude de la première étude de cas, nous découpons la déroulé de la controverse selon quatre phases, en suivant en cela Chateauraynaud (Chateauraynaud, 2008).

Phase 1 : l'émergence d'une problématique biodiversité

On peut identifier deux événements distincts ayant favorisé l'émergence progressive d'une controverse autour de la prise en compte de la biodiversité sur le projet CNM.

L'apparition des outardes lors des études du raccordement ligne classique - ligne nouvelle

Le premier événement concerne les études nécessaires à la réalisation du raccordement ferroviaire du tracé principal (déjà calé) avec la ligne existante sur la rive droite du Rhône. Des relevés effectués en 2000 par le COGard, mandaté par RFF dans le cadre de l'étude d'impact, identifient la présence d'une population d'outardes en plein dans la

zone d'étude des variantes du raccordement. Cet enjeu « outardes » sera bien pris en compte dans la sélection d'une des variantes, la variante impactant le plus la population n'étant pas retenue. Néanmoins, cette découverte faite par le COGard provoquera un effet en cascade en « mettant la puce à l'oreille »¹⁰⁰ de l'association par rapport à la présence possible d'autres noyaux sur le tracé général du projet (déjà figé). Cet épisode fera entrer l'outarde durablement dans le projet CNM. A partir de ce moment, cette espèce sera l'un des enjeux environnementaux les plus discutés, tant sur le raccordement que sur le tracé principal.

Les Costières abritent d'importantes populations sédentaires d'outarde canepetière, oiseau en forte régression en France et en Europe, ainsi que d'œdicnèmes criards, oiseau en régression également. Bien que le COGard suive l'évolution des effectifs des populations d'outarde depuis le milieu des années 1990, cette zone ne fait encore l'objet d'aucune protection au début des années 2000. Elle n'est pas non plus classée comme ZICO, ni répertoriée en tant que ZNIEFF. Les premières ZNIEFF sur la zone ne seront désignées qu'en 2007. Au début des années 2000, le COGard est en fait le seul acteur à connaître l'existence de populations de ces oiseaux sur le plateau des Costières¹⁰¹.

Cette situation s'explique par la dynamique des populations de cette espèce, elle-même influencée par les évolutions de l'activité agricole dans cette région (encadré 4). En effet, la déprise viticole et arboricole amorcée au début des années 90 a favorisé les friches et certaines cultures favorables à l'outarde. Selon un responsable du COGard, il y a coïncidence presque parfaite entre le projet CNM et l'augmentation des populations d'outarde :

« Les outardes sont arrivées en même temps que le projet de LGV. En 1995, on n'avait pas du tout les populations qu'on connaît maintenant. Il y avait peut-être un manque de connaissances, mais il y avait aussi concrètement beaucoup moins d'oiseaux que maintenant. En fait, les populations étaient à peu près stables depuis les années 1980. Il y a

¹⁰⁰ Selon l'expression du responsable environnement n°1 de RFF. Entretien du 13 avril 2011.

¹⁰¹ Entretien avec un responsable du COGard, le 14 avril 2011.

vraiment eu une augmentation à partir de 95-98. Les agriculteurs, les chasseurs, on l'a tous constatée. Au début, les gens nous demandaient si on en avait relâchés ! En 1994, je pense qu'ils (l'aménageur, *Ndlr*) auraient essayé de prendre en compte les populations d'outardes si on avait eu les connaissances et les populations qu'on a maintenant »¹⁰².

Encadré 4 : Dynamique des populations d'outarde canepetière et d'œdicnème criard dans les Costières nîmoises

La population d'Outardes des Costières est connue depuis les années 1930. Elle est suivie par le COGard depuis le début des années 1990 et particulièrement bien suivie depuis 1995-1998 (Bizet et Dallard, 2004). Depuis 2003, les suivis dans le cadre du programme régional de conservation de *Meridionalis*, déclinant en région le Plan National d'Action dédié à cette espèce, consistent en des inventaires de mâles chanteurs et le suivi des sites d'hivernage. Ces suivis mettent en évidence une population nicheuse en constante augmentation, avec 194 mâles en 2001 contre environ 650 en 2010. La population hivernante est également en augmentation mais montre des variations annuelles pouvant être fortes selon les sites. Au total sur les 2 ou 3 sites d'hivernage dans la ZPS, 45-50 outardes hivernantes étaient comptées en 2001, contre 871 outardes en janvier 2010 (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011).

Plusieurs hypothèses permettent d'expliquer cette augmentation d'effectif et de répartition depuis le milieu des années 1990. Des informations ont été recueillies sur les pontes qui montrent un succès de reproduction important. Il existerait en outre un lien entre les Outardes nicheuses en Costières et les sites d'hivernage plus au sud en plaine de Crau. Ce lien a été mis en évidence entre 1998 et 2001 par un suivi télémétrique d'Outardes durant la période hivernale en Crau et a permis de constater que des Outardes nicheuses en Costières sont restées sur place au lieu d'aller hiverner en Crau (Dieuleveut et Wolff, 2001). Enfin, un site d'hivernage a été créé en Costières Nord par l'implantation d'un agriculteur en 1997. Celui-ci a créé des grandes cultures sur une parcelle de 60 ha, avec plantation de colza puis classement en réserve communale de chasse (en 2001). L'augmentation des effectifs d'Outardes hivernantes sur ce site a été spectaculaire en quelques années au point qu'il constitue désormais le principal site d'hivernage de la ZPS et l'un des plus importants de France (de 19 individus en 1999 à 629 en 2010) (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011), p. 48).

Cette évolution positive à l'échelle du territoire est à mettre en lien avec l'augmentation des surfaces d'habitat de reproduction favorable à l'Outarde, notamment les milieux herbacés comme les friches, jachères et certaines cultures (luzerne) qui entraînent une plus grande abondance en insectes, nourriture favorite de l'espèce.

¹⁰² Ibid.

Concernant l'œdicnème criard, la population de Costières a été partiellement recensée en 2004 et 2005 lors de l'enquête nationale pour cette espèce, avec la prospection dans les sites connus et favorables, aboutissant à une estimation d'au moins 49 chanteurs/couples en 2004-2005. En 2006, pour les inventaires de l'étude d'incidences du projet CNM, BIOTOPE a prospecté l'ensemble du fuseau situé dans la ZPS et recensé 42 chanteurs puis estimé la population de Costières à 110-120 couples (Biotope et RFF, 2009). Au printemps 2010, sur les mêmes points d'observations que pour les outardes, les inventaires réalisés dans le cadre des études pour RFF ont abouti à un nombre de presque 200 chanteurs ou couples dont 180 dans la ZPS (communication personnelle RFF).

Cette découverte entraîne, selon l'un des responsables environnement de RFF, un « mini-conflit entre RFF, les services de l'Etat et le COGard »¹⁰³. Pour cette association, il s'agirait plutôt de mauvaises relations liées au manque de temps consacré par RFF à l'étude des impacts sur cette population¹⁰⁴. Toujours est-il qu'un responsable environnement est engagé par RFF, l'objectif principal de cette embauche étant de sortir de cette atmosphère conflictuelle en trouvant un terrain d'entente avec l'association et les services de l'Etat¹⁰⁵.

Ce responsable environnement est donc engagé par RFF en février 2001 afin de piloter les différentes études d'environnement. Celui-ci met sur pied un « Comité de suivi des études écologiques » pour superviser ces études. Il se compose d'experts de différentes organisations de la région ayant des compétences naturalistes : le service Biodiversité de la DIREN, le conservatoire botanique de Porquerolles, l'association « Les écologistes de l'Euzières », le CEN-LR, le COGard, ainsi que la Société de protection de la Nature du Gard.

Des études naturalistes commanditées par RFF à des bureaux d'études ou à certaines associations sont lancées sur cinq sites sensibles présents dans la bande DUP de 500 m (fixée depuis 1994), notamment les quelques zones boisées (combes, ripisylves, bois...) encore présentes dans cet espace à vocation essentiellement agricole. Plusieurs secteurs

¹⁰³ Entretien avec le responsable environnement n°1 de RFF, le 13 avril 2011.

¹⁰⁴ Entretien avec un responsable du COGard, le 14 avril 2011.

¹⁰⁵ Entretien avec le responsable environnement n°1 de RFF, le 13 avril 2011.

abritant des espèces animales et végétales remarquables sont identifiés. Certains sont inclus dans des ZNIEFF, comme les ripisylves du cours d'eau de la Mosson, ainsi que des bois du Limousin et de Signan ; d'autres font l'objet d'une désignation en site Natura 2000 : c'est le cas des étangs palavasiens, de la Camargue Gardoise et du cours d'eau le Vidourle. D'autres encore, ne faisant pas l'objet de zonage, sont signalés par les naturalistes locaux car ils abritent des espèces patrimoniales, comme la plaine agricole des Costières nîmoises, hôte de l'outarde canepetière, de l'œdicnème criard et d'autres oiseaux de plaine à valeur patrimoniale. Le COGard est donc mandaté par RFF pour réaliser les inventaires de l'avifaune sur le tracé principal comme sur la zone d'étude du raccordement. Très vite, l'association alerte RFF que des populations importantes d'outarde et d'œdicnème criard se trouvent de part et d'autre du tracé principal prévu, au niveau des Costières.

Selon le responsable environnement de RFF, le fait de concentrer les inventaires sur quelques sites à enjeux n'a jamais fait l'objet de discussion. Un consensus s'est établi très tôt sur le fait de s'intéresser aux milieux « extraordinaires » au détriment d'un inventaire exhaustif de tout le linéaire. L'objectif était dès le début de voir si des zones à enjeux spécifiques nécessitaient d'optimiser le projet, c'est-à-dire « modifier une technique, décaler un ouvrage de quelques mètres »¹⁰⁶. Ce parti pris conduira effectivement à des préconisations en termes de déplacement à la marge du tracé initial. Ainsi, la découverte d'une plante des milieux arides, protégée au niveau régional, l'astragale glaux, amènera l'aménageur à proposer plusieurs variantes évitant les stations où cette plante est présente et qui sont situées à moins de 50 mètres du tracé d'origine¹⁰⁷.

L'option de réaliser des investigations ponctuelles sur des sites connus pour leurs enjeux constitue néanmoins un risque pour l'aménageur. En effet, ces études d'avant-projet sommaire traduisaient une connaissance du milieu assez partielle et une prise en compte de l'environnement assez sélective. Au même stade d'avancement, d'autres

¹⁰⁶ Entretien avec le responsable environnement n°1, le 13 avril 2011.

¹⁰⁷ Une déviation du tracé au-delà de 50m provoque nécessairement des modifications sur plusieurs kilomètres du tracé.

projets en France, comme le projet LGV Rhin-Rhône, lançaient des investigations sur l'ensemble du tracé. Ce parti pris, légitimé par le Comité de suivi des études et aussi par les services de l'Etat (qui font partie de ce Comité) n'a pas de conséquences immédiates puisque la DUP pour le projet mis à jour est obtenue en 2005. Néanmoins, bien plus tard, en 2010, des études sur l'ensemble du tracé seront demandées à l'aménageur, et ce pour plusieurs groupes taxonomiques. Le responsable du bureau d'études pilote des études en question expose les conséquences en termes stratégique pour l'aménageur :

« Le maître d'ouvrage prend des risques à dire : « vous ne travaillerez que là, là ou là, parce que là c'est riche, le reste ce n'est pas riche ». Car après, il faut pouvoir démontrer, sur tout le tracé, pourquoi on a focalisé sur certains secteurs »¹⁰⁸.

Un membre d'une des associations membre du Comité de suivi des études reconnaît, rétrospectivement, les faiblesses de ce parti pris du point de vue écologique :

« Les problèmes de biodiversité n'ont été envisagés que sur les noyaux durs pré-connus. Or quand on fait les études sur l'ensemble du linéaire, on s'aperçoit qu'il y a des choses qui ne sont pas dans les ZNIEFF, qui ne sont pas connues des naturalistes parce qu'ils n'y sont jamais passés, mais qui existent pourtant et qu'il faut prendre en compte »¹⁰⁹.

Cette méthode sélective sera en effet reprochée plus tard à l'aménageur par les services de l'Etat, qui demanderont la réalisation d'une série d'études permettant de couvrir la totalité de l'aire de la bande DUP, en prévision de la procédure de dérogation à la destruction d'espèces protégées (procédure qui n'existait pas en 2003). Cependant, il faut souligner que c'est autant le caractère considéré comme périmé des inventaires, réalisés en 2001 et 2002, que leur caractère sélectif, qui constituera la raison de cette exigence.

¹⁰⁸ Entretien avec le co-directeur et co-fondateur du bureau d'études responsable des études en question, le 11 avril 2011.

¹⁰⁹ Entretien avec le directeur de l'association « Les Ecologistes de l'Euzière », le 1^{er} février 2012.

La désignation de la ZPS en 2006

Le second déclencheur de la controverse sur la biodiversité est la désignation d'un nouveau site Natura 2000. Parmi les cinq sites sensibles dont le Comité de suivi et l'aménageur privilégieront l'étude se trouve en effet le plateau des Costières nîmoises, qui sépare Nîmes de la Camargue.

Alors que le projet CNM est déclaré d'utilité publique en mai 2005, une zone des Costières est inscrite en tant que ZPS au réseau Natura 2000 en avril 2006. Conformément à la réglementation, le projet ferroviaire, dont le tracé passe au centre de la ZPS, doit faire l'objet d'une étude d'incidence afin d'examiner si le projet a des effets notables sur l'état de conservation des espèces pour lesquelles la ZPS a été désignée, en l'occurrence, l'outarde canepetière, l'œdicnème criard, mais aussi le rolhier d'Europe et d'autres espèces emblématiques des plaines agricoles. L'opérateur de la ZPS Costières Nîmoises, désigné par le ministère de l'Ecologie, est la communauté d'agglomération de Nîmes Métropole. La rédaction du Document d'Objectifs (DOCOB) de la ZPS est confiée à un groupement composé de la Chambre d'Agriculture du Gard, du COGard et du CEN-LR. Ce groupement dispose en effet d'une certaine expérience concernant les outardes, notamment au travers du programme européen *Life* de renforcement des populations migratrices de l'Outarde ainsi que l'expérience des mesures « Contrats d'agriculture durable », déclinaison française du volet « développement rural » de la Politique agricole commune (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011).

Cette désignation a des conséquences importantes pour RFF. En effet, les prospections écologiques menées en 2006 par le bureau d'étude mandaté par RFF concluent à la possibilité d'incidences significatives sur les populations des deux oiseaux principaux pour lesquels la ZPS a été désignée : l'outarde et l'œdicnème. Les comptages réalisés dans le fuseau de 500 m montrent la présence de beaucoup plus d'individus que ce qui était attendu. Environ 70 individus d'outarde sont retrouvés, ce qui représente environ 4

% de la population française, et plus de 1% de la population européenne, barre symbolique au-dessus de laquelle l'enjeu est considéré comme essentiel¹¹⁰.

Ayant conclu au caractère notable des incidences du projet sur les populations de deux espèces d'oiseaux de cette ZPS (outarde et œdicnème), plusieurs chapitres complémentaires sont donc nécessaires pour compléter l'étude d'incidence, notamment une « comparaison des variantes et choix du tracé retenu » et un exposé des « raisons impératives d'intérêt public » du projet. Par ailleurs, une place importante est consacrée dans le dossier d'incidences à la proposition par le maître d'ouvrage de mesures compensatoires destinées à annuler les menaces portant sur l'intégrité de ces populations d'espèces (Lire encadré 5 ci-contre).

Encadré 5 : Les incidences significatives sur les zones Natura 2000

Selon l'article 6 de la directive « Habitats », transposé en droit français par les articles L. 414-4 et L. 414-5 du Code de l'environnement, les plans et projets dont l'exécution pourrait avoir des répercussions significatives sur les objectifs de conservation d'un site Natura 2000 doivent être soumis à une évaluation appropriée de leurs incidences sur l'environnement. En particulier, l'article 6, paragraphe 3, conduit les autorités nationales compétentes des Etats membres à n'autoriser un plan ou un projet que si, au regard de l'évaluation de ses incidences, il ne porte pas atteinte à l'intégrité du site considéré. L'article 6, paragraphe 4, permet cependant d'autoriser un projet ou un plan en dépit des conclusions négatives de l'évaluation des incidences sur le site, ceci à trois conditions :

- qu'il n'existe aucune solution alternative;
- que le plan ou le projet soit motivé par des raisons impératives d'intérêt public majeur;
- que l'Etat membre prenne toute mesure compensatoire nécessaire pour garantir la cohérence globale du réseau Natura 2000, ces mesures devant être notifiées à la Commission.

¹¹⁰ Parmi les interlocuteurs rencontrés, certains parlent de niveau d'importance internationale, d'autres de niveau d'importance européenne. Selon le site de l'INPN du MNHN, le niveau d'importance internationale correspond à 1 % ou plus des effectifs connus de l'espèce dans le monde.

La justification de l'absence d'alternative et l'élaboration des mesures compensatoires seront des problématiques majeures pour l'aménageur. Les raisons d'impératives d'intérêt public sont quant à elles assez classiques pour un projet ferroviaire et n'ont pas fait l'objet de discussions : l'intérêt public majeur du projet est défini par une contribution importante en termes de mobilité et de desserte des territoires, ainsi que d'une réduction de l'empreinte carbone du fait du transfert de parts de marché de l'avion et de la route vers le fer, pour les voyageurs et les marchandises.

L'exercice de justification du tracé est ici particulièrement délicat car il s'agit de justifier un tracé fixé officiellement plus de 10 ans plus tôt par la DUP TGV Méditerranée de mai 1994. Dans les études de l'époque, trois variantes avaient été étudiées. Du point de vue du patrimoine naturel, seules quelques ZNIEFF étaient concernées par ces variantes de tracé. Ni ZICO, ni ZPS n'informaient sur la présence d'oiseaux patrimoniaux sur les Costières. De ce fait, ce critère n'avait pas du tout été pris en compte. Il faut signaler que dans les années 1990, les procédures d'étude à l'œuvre ne prévoyaient pas d'études préliminaires permettant de sélectionner, d'abord des options de passage de plusieurs kilomètres de large, puis un couloir de 1 000 mètres, avant de sélectionner un tracé dans ce couloir. Cette méthode, appliquée à partir de 2001 avec la circulaire dite Seligman, permettra de prendre en compte les grands enjeux environnementaux bien plus en amont dans les études qu'auparavant. A l'époque, c'est la variante nord qui avait été retenue, car elle était plus courte (donc moins coûteuse) et n'empêchait pas les possibilités de développement du trafic de l'aéroport de Nîmes. L'étude d'incidence de 2006 a donc repris ces trois variantes et les a croisées avec les données disponibles en 2008 des espèces de la liste des oiseaux d'intérêt communautaires présentes dans la ZPS. L'étude conclut que les trois variantes sont significativement très impactantes sur les populations d'outarde et d'œdicnème. Au regard des autres critères environnementaux, l'étude fait ressortir un avantage pour le tracé nord, notamment concernant l'impact sur la qualité de la ressource en eau et sur le paysage. La variante nord retenue lors des études du TGV Méditerranée est donc confirmée par l'étude d'incidence du point de vue de tous les impacts recensés et actualisés dans le secteur (Biotopie et RFF, 2009).

Le fait que le tracé de la future ligne soit figé avant même le début des études du nouveau projet lancé en 2000, sans qu'aucun changement, sauf à la marge, ne soit possible, oblige donc l'aménageur à prouver a posteriori que le choix de tracé avait été fait en incluant un critère de zone Natura 2000, pourtant inexistante à l'époque et concernant des populations d'outardes peut-être déjà présentes mais non-détectées ou dont la connaissance n'avait pas été transmise par les naturalistes locaux. Cette nécessité de justification, qui découle mécaniquement d'une obligation réglementaire européenne, est considérée comme un peu paradoxale, voire absurde par les services régionaux de l'Etat :

« Il est clair que quand le choix du tracé a été fait lors de la DUP, on n'avait pas connaissance des problèmes qu'on a maintenant. Maintenant ils sont en train de nous démontrer que le choix qu'ils ont fait au moment de la DUP était le meilleur, en tenant compte de toutes les connaissances qu'on a maintenant sur les espèces. Ce qui est évidemment une construction de l'esprit. Alors que le choix a été fait sans avoir ces informations, un point c'est tout »¹¹¹.

La variante nord a cependant une particularité. Elle coupe la ZPS en deux, de part en part. Ce fait a conduit à une série de crispations autour des demandes de compensation pour les impacts produits, les services de l'Etat voulant rattraper l'« erreur » historique du tracé par des exigences très fortes en matière de compensation. Un des responsables du service biodiversité de la DREAL l'explique en ces termes :

« Comme on ne pouvait plus bouger la variante choisie, cela voulait dire qu'on était acculés à discuter sur des niveaux de compensations. Et il faut bien reconnaître aujourd'hui que la variante qui a été choisie, elle avait quasiment l'impact maximal pour les outardes. Car pour nous, oui, il y a des tronçons de variantes qui auraient pu éviter les outardes, des tronçons de variantes meilleurs que ceux choisis. Du coup, cela a mené à une discussion longue et laborieuse sur le niveau d'impact réel et le niveau de compensation à mettre en face. On a eu des difficultés parce qu'on impacte tellement fortement le cœur des noyaux d'outardes

¹¹¹ Entretien avec le responsable de l'évaluation environnementale à la DREAL Languedoc-Roussillon, le 25 mai 2011.

sur cette ZPS que cela nous a obligé à demander des niveaux de compensation élevés par rapport à ce qui se passe peut-être plus fréquemment ailleurs¹¹².

L'aménageur a cependant un point de vue différent sur les choix qui ont été faits par le passé et sur ses conséquences. Il considère en effet que l'Etat ayant validé le tracé au travers de la DUP de 1995, l'aménageur n'est pas le seul responsable de ce « mauvais » choix. Les conséquences du choix du tracé vont provoquer de la tension et des incompréhensions entre l'aménageur et les services de l'Etat, qu'un des responsables environnement de RFF explique de la manière suivante :

« La DREAL a laissé passer à l'époque [en 1995] le tracé proposé. Mais elle a maintenant une dent contre le projet parce qu'ils voient que ça ne peut pas être géré conformément à leurs attentes. De ce fait, on a eu des difficultés avec les services de l'Etat. Ils ont pensé qu'on leur imposait un projet pour lequel ils exigeaient des choses mais sans être entendus. Je pense qu'il y a eu un peu de frustration de leur côté »¹¹³.

L'enjeu des compensations est donc particulièrement important dans le projet CNM, tant du fait des impacts objectifs du tracé sur les outardes et œdicnèmes, que de l'histoire du projet. Le tracé figé ne permet pas de mettre en œuvre la règle qui consiste à éviter au maximum les impacts avant de les réduire et de les compenser, et porte donc la quasi-totalité du poids de l'atténuation des impacts sur les mesures compensatoires.

Phase 2 : la plainte et la dénonciation

Le projet CNM, au contraire d'autres projets comme la LGV-SEA, n'a pas subi de contestation importante de la part du monde associatif environnementaliste et naturaliste. Les seules oppositions sont venues de quelques agriculteurs et riverains de la future ligne, mais ces acteurs ne se sont pas organisés collectivement. Ainsi, l'enquête publique n'a pas reçu d'avis négatifs de la part du monde environnemental, et

¹¹² Ibid.

¹¹³ Entretien avec le responsable environnement n° 2 de RFF, le 12 avril 2011.

la DUP de 2005 n'a fait l'objet d'aucun recours en justice. Selon un responsable environnement de RFF, certains avis portés sur les registres de l'enquête publique étaient même très positifs quant à la manière dont RFF menait les études, notamment celui du Président de la Société de protection de la Nature (SPN) du Gard¹¹⁴. Du côté du COGard, association en pointe sur les questions de protection de l'avifaune dans la zone du projet, la question du choix entre opposition au projet et participation active aux côtés de l'aménageur aux études d'impact et aux mesures d'atténuation n'a jamais fait l'objet de débat. Selon le directeur actuel du COGard, salarié de l'association depuis 2002 :

« Je ne sais pas s'il y a eu une position du COGard, à côté du volet prestations-études qui est venu ensuite [*Ndlr* : en 2002]. Après, assez vite, on a été prestataire pour les études d'impacts, d'incidences... On s'est mis plus ou moins avec le maître d'ouvrage, pour essayer d'améliorer la prise en compte de la biodiversité, limiter les impacts, faire de la compensation, etc. On s'est mis de ce côté-là sans forcément se poser la question de ce qu'il aurait fallu faire ou pas... de toute façon, la position d'opposition du COGard, je pense que ça n'aurait pas changé grand-chose au tracé et au projet »¹¹⁵.

C'est plutôt du côté des services locaux de l'Etat qu'il faut chercher les signes, non pas d'une opposition au projet, mais de désaccords, voire d'un conflit avec l'aménageur sur les modalités de l'évaluation environnementale, désaccords qui mèneront à une âpre négociation. Selon le responsable du COGard :

« Il y a actuellement un bras de fer entre le ministère de l'Environnement et RFF, au moins au niveau du Languedoc-Roussillon. C'est un contexte conflictuel avec des négociations où l'un essaie de gratter plus et l'autre d'en mettre un peu moins. C'est monté en puissance il y a deux ou trois ans [*Ndlr* : 2008-2009]. Jusque-là, je n'avais pas l'impression que les services de l'Etat se sentaient très concernés, très actifs. Ils participaient aux réunions du Comité de suivi des études écologiques, mais sans plus »¹¹⁶.

¹¹⁴ Entretien avec le responsable environnement n°1 de RFF, le 13 avril 2011.

¹¹⁵ Entretien avec un responsable du COGard, le 14 avril 2011.

¹¹⁶ Ibid.

Ce conflit survient assez tardivement en effet, à partir de 2007, date correspondant à la phase d'évaluation des incidences sur le site Natura 2000 et à l'élaboration des mesures à mettre en œuvre pour les atténuer, en particulier les mesures compensatoires. Un autre témoin du conflit entre aménageur et DREAL présente à sa façon le jeu d'influences entre les deux acteurs :

« La DREAL voulait plus d'informations, être plus consultée. Mais le jeu de RFF ce n'est quand même pas de leur donner la possibilité d'agir sur tout. C'est normal si ils veulent garder la main et faire avancer le projet »¹¹⁷.

Pour l'aménageur, la DREAL a fait preuve d'une attitude exagérément soupçonneuse vis-à-vis des propositions de RFF :

« Je trouve que ce ne sont pas des relations de travail très saines. Avec les personnes, cela se passe à peu près bien, mais ce sont quand même un peu des ayatollahs de l'environnement qui n'ont pas du tout la vision de la gestion de projet, et qui n'ont pas confiance dans les éléments qu'on leur transmet. Il faut faire un énorme travail de communication car il y a une méfiance énorme de leur part »¹¹⁸.

Les mesures compensatoires à inclure dans l'étude d'incidence sont donc l'enjeu de discussions difficile entre la DREAL et RFF. Alors que RFF propose au départ des mesures compensatoires à hauteur de 100 ha, sous forme de mesures agro-environnementales, la DREAL en souhaite beaucoup plus. Finalement, ce sont 1 140 ha de mesures compensatoires qui seront actées dans l'étude d'incidence et justifiées avec des ratios allant de 1 à 3 ha compensés pour un ha détruit. Selon les responsables environnement de RFF, c'est « à l'usure » que cet accord a été trouvé, RFF ayant dû dire « stop » et faire valoir les impératifs de planning du projet, notamment le transfert du projet à un partenaire privé¹¹⁹.

¹¹⁷ Entretien avec un responsable du bureau d'étude auteur des études sur l'outarde, le 11 avril 2011.

¹¹⁸ Entretien avec le responsable n° 2 de RFF, le 12 avril 2011.

¹¹⁹ Ibid.

On peut synthétiser la teneur de ces désaccords en distinguant quatre points d'achoppement sur les modalités de prise en compte et de réparation des dommages aux oiseaux de plaine de la ZPS. Alors que les deux premiers concernent des questions de connaissances (ordre épistémique), les deux derniers ont trait à la confiance qu'ont les acteurs entre eux, à la crainte que l'interlocuteur d'en face ait des intérêts cachés (ordre stratégique).

La distance d'évitement de la ligne par les oiseaux

Comme pour la controverse sur le projet LGV-SEA, l'un des points de discussion concerne l'ampleur de l'impact au-delà de la destruction stricte d'habitats du fait de la ligne. Jusqu'à quelle distance les oiseaux vont-ils éviter la ligne ? Les réponses à cette question buttent sur les limites des connaissances de la biologie de l'espèce. Néanmoins, cette question n'est pas totalement nouvelle. En effet, dans le cadre de l'Observatoire de l'environnement de la LGV Méditerranée, créé par RFF en 1999 suite à la mise en service de la ligne afin de réaliser des suivis des impacts et des mesures mises en place pour les atténuer, le COGard avait été mandaté, via le bureau d'étude prestataire de l'étude, pour étudier les effets de la ligne sur les populations d'outarde d'un site test (BRL Ingénierie, SNCF et RFF, 2006). Les suivis, réalisés en 2003 sur un lieu de rassemblement d'une population d'outarde canepetière à proximité de la ligne du TGV Méditerranée avaient apporté un certain nombre d'informations : les parcelles favorables (reproduction et nourrissage) sous les 250 m ne sont plus fréquentées par les outardes ; au-delà des 250 m, il y a un retour progressif, en fonction de la distance, des outardes mâles et femelles.

Dans le cadre de CNM, cette distance d'évitement de 250 mètres n'est cependant pas reprise comme une donnée d'entrée. Dans l'étude d'impact globale pour l'enquête préalable à la DUP, aucune mention n'est faite de la nécessité de prendre en compte cette distance. En termes de surfaces et d'individus impactés, sa prise en compte changerait pourtant la donne. La prise en compte d'une distance de 250 mètres de part et d'autre de l'emprise fait monter la surface de zones très favorables perdues à environ

400 ha. En nombre d'individus (basés sur les comptages de 2006), ce sont 69 mâles (sur 421 dans toute la ZPS) qui sont susceptibles d'être dérangés et de devoir se délocaliser. Cela correspond à 16 % de la population de la ZPS et près de 4 % de la population française d'outardes.

La phase chantier est un épisode à prendre en compte spécifiquement concernant ses impacts sur les oiseaux de la ZPS. Lors de la première année (année de travaux lourds : terrassements et génie civil, déviations routières, etc.), une grande partie des oiseaux localisés dans un fuseau de 1000 mètres pourrait être dérangée, avec les habitats dans ce fuseau temporairement perdus pour l'espèce. En se basant sur cette hypothèse, les résultats en termes de perte de surface d'habitats sont plus importants, de l'ordre de 23 % de perte de milieux très favorables (744 ha) pour l'outarde.

Enfin, la prise en compte d'un fuseau de 250 m de part et d'autre de l'emprise de 50 m amène à s'interroger sur le sort des surfaces très favorables aux outardes mais situées hors de la ZPS. Ainsi, 195 ha de friches herbacées, milieux jugés très favorables à l'outarde canepetière, pourraient être ajoutés théoriquement aux quelques 400 ha de ce même milieu très favorable perturbé au sein de la ZPS, même si au moment des relevés de 2004 et 2006, seulement deux mâles chanteurs avaient été repérés dans ces zone hors ZPS.

Impacts sur les habitats « avérés » Vs impacts sur les habitats « potentiels »

Ce dernier point illustre un second élément de discussion entre RFF et les services de l'Etat, que ces derniers n'ont pas manqué de relever. L'étude d'incidence réalisée par l'aménageur a privilégié une approche « habitat avéré », au détriment d'une approche « habitat potentiel ». Cette option prise lui a été reprochée par la DREAL, notamment du fait que le projet se situe sur un territoire en pleine évolution, conséquence de la déprise viticole et arboricole. Comme nous l'avons vu, les effectifs de l'outarde sur la zone s'en sont trouvés progressivement améliorés avec une augmentation de plus 30 % d'effectifs entre 2004 et 2008, ce qui en fait la plus grosse population du Languedoc-Roussillon. Pour les services de l'Etat, le fait de prendre en compte à un instant t des

parcelles avec des outardes considérant que les autres surfaces ne comptent pour rien n'était dans ce contexte pas admissible¹²⁰.

Ces discussions aboutiront à une solution grâce au choix d'un ratio différent pour les surfaces favorables avec présence d'outardes et pour celles sans présence avérée d'outarde. Pour les premières, il sera de 2 hectares compensés pour un hectare perturbé. Pour les secondes, de 1 hectare compensé par hectare perturbé.

Le suivi des mesures

Un autre sujet d'insatisfaction de la part de la DREAL vis-à-vis des premières versions de l'étude d'incidence est l'absence initiale d'engagement fort en termes de suivis des populations d'outarde et d'œdicnème pendant et après les travaux. En effet, bien que la réglementation Natura 2000 n'implique pas d'obligation de résultats, un engagement de moyens est demandé, au travers d'un suivi des mesures réalisées. Ce suivi doit vérifier la mise en œuvre des mesures adoptées ainsi que leur efficacité. Pour la DREAL, cette exigence se justifie au vu des incertitudes fortes liées à des impacts potentiellement très importants sur une population « exemplaire ». La concrétisation de cette exigence se fera sous la forme de l'obtention par la DREAL du financement par RFF d'une thèse en écologie dédiée au suivi des populations (on détaillera plus loin cette demande).

Les incertitudes concernant le suivi des mesures ne sont néanmoins pas que liées à un déficit de connaissances. Un autre type d'incertitude concerne l'engagement du futur partenaire privé sur les sujets environnementaux. L'arrivée d'un nouvel interlocuteur, dont l'identité a été pendant longtemps non connue du fait de la procédure d'appel d'offre en cours, a été considérée par les services de l'Etat en charge de l'environnement comme un risque pour la bonne prise en compte des impacts et la mise en œuvre des mesures associées. La DREAL a regretté l'absence d'engagement financier ferme de la part de RFF concernant les mesures compensatoires du fait que celles-ci seraient transférées à un opérateur privé. Pour la DREAL, le système de transfert à un acteur privé empêche d'anticiper le plus possible la réalisation des

¹²⁰ Entretien avec un responsable biodiversité de la DREAL L-R, le 14 avril 2011.

mesures compensatoires. Bien que les engagements pris par RFF aient été inscrits dans les cahiers des charges rédigés par RFF que l'opérateur devra respecter, des doutes subsistent sur la capacité, ou plutôt la volonté du partenaire sélectionné, de respecter les engagements pris. Après dix ans de discussion avec RFF, un établissement public, la DREAL exprimera des craintes sur le type de relations qui sera noué avec un partenaire privé de cette taille, interlocuteur nouveau pour elle, avec son « armée d'avocats » et sa supposée inculture en matière d'environnement¹²¹. L'arrivée d'un partenaire privé signifie aussi la fin d'une relation entre RFF et la DREAL ayant nécessité de longues années pour être basée sur la confiance.

Cette crainte des services de l'Etat, qui conditionne leur attitude, est sous-tendue par la perspective de devoir justifier au niveau européen la réalisation d'un projet qui a des incidences significatives sur des espèces d'intérêt communautaire. Il s'agit en effet pour eux d'éviter les risques institutionnels qui découleraient d'un arbitrage européen. La DREAL est en effet la principale garante de la bonne mise en œuvre de la réglementation européenne au niveau local (en même temps qu'elle a un rôle de soutien des projets d'infrastructure pour lesquels des crédits européens sont engagés). Il est donc, selon elle, essentiel que l'Etat français, au travers de ses services et de son établissement public aménageur, se donne les moyens de réaliser un bon dossier d'incidences, contenant les éléments permettant de convaincre la Commission que les impacts significatifs sont bien pris en compte et compensés, afin que cette dernière ne soit pas tentée de remettre en cause l'opportunité de financer le projet d'aménagement. En effet, selon la DREAL, un tel projet se doit d'être conforme aux objectifs d'intégration de l'environnement et de la biodiversité dans les politiques d'aménagement du territoire, ce qui est prévu par les accords internationaux¹²².

La « perte temporelle » due à la mise en œuvre des mesures

Une quatrième raison de mésentente entre les deux acteurs est le risque de retard dans la mise en œuvre des mesures compensatoires, comparée à la survenue de l'impact. Il

¹²¹ Entretien avec un responsable eau et biodiversité de la DREAL L-R, le 14 avril 2011.

¹²² *Ibid.*

est communément admis, selon les dispositions de l'article 6 de la Directive Habitats (1992) que les mesures compensatoires doivent être fonctionnelles au plus tard au début de la réalisation des travaux d'aménagement et donc de la survenue des impacts (Commission européenne, 2000)¹²³. Une des inquiétudes de la DREAL est que les mesures proposées par l'aménageur ne soient pas effectives au moment des travaux et ne permettent pas aux outardes touchées par le projet de se déplacer sur des zones de repli propices.

Le principe des mesures compensatoires repose sur l'idée d'empêcher toute perte de biodiversité. Un délai entre la survenue des impacts et la mise en œuvre effective d'une mesure contreviendrait à ce principe en produisant une « perte temporelle » de biodiversité, d'autant plus que les impacts produisent des dégâts immédiats alors que les gains issus d'une mesure compensatoire peuvent nécessiter plusieurs années avant d'être obtenus (McKenney et Kiesecker, 2009).

Ces deux derniers points d'achoppement, suivi des mesures et perte temporelles, sont donc particulièrement sensibles car ils sont négociés dans la perspective d'un changement d'interlocuteur, suite à la signature du contrat de concession avec un partenaire privé. En effet, ce sera à ce dernier que reviendra la tâche de mettre en œuvre concrètement les mesures compensatoires prévues par les accords RFF/services de l'Etat.

Phase 3 : l'épreuve de la représentation politique

Suite aux discussions et à l'acceptation par le maître d'ouvrage de prendre en compte 250 mètres de distance d'évitement de part et d'autre de l'emprise, et de considérer non-seulement les habitats très favorables au moment de l'étude mais aussi les habitats potentiellement favorables dans le futur, le débat s'est ensuite orienté vers les quantités d'hectares de mesures compensatoires qui correspondraient à ces impacts afin de

¹²³ « Le résultat de ces mesures doit normalement être opérationnel au moment où les dégâts du projet sont effectifs, sauf s'il peut être établi que cette simultanéité est inutile pour assurer la contribution de ce site au réseau Natura 2000 » (Commission européenne, 2000, p.45).

respecter le principe de non-perte de biodiversité. Cette question, qui porte sur le sujet complexe de l'équivalence écologique entre les pertes dues aux impacts et les gains issus des mesures, est pleine d'incertitudes et fait l'objet de débats dans le monde de l'écologie et de la biologie de la conservation (Voir par exemple (Quétier et Lavorel, 2011 ; Regnery et al. 2013).

Dans le contexte d'un grand projet comme le CNM avec ses contraintes propres en termes de calendrier et de budget, ces incertitudes ne peuvent pas être mises sur la table et constituer l'enjeu d'un débat dont la fin est incertaine. Les contraintes du projet conduisent au contraire à la nécessité d'un arbitrage rapide et non remis en cause par les parties. Plusieurs réunions auront lieu dans les locaux du ministère de l'écologie à Paris pour tenter de trouver une solution rapide au conflit. Les discussions sur la hauteur des compensations vont buter sur une question de ratios :

« Lorsque j'étais en réunion au ministère, j'ai expliqué que nous avions pris les emprises des habitats, plus les habitats potentiellement perturbés à une distance de 300 m de part et d'autre de la ligne. Puis je leur ai demandé combien il fallait mettre en face pour la compensation, c'est-à-dire 300 m multiplié par 1, par 5, par 10... Je leur ai dit « Donnez-moi un chiffre! ». Ils m'ont répondu « On ne peut pas, on ne sait pas ! ». Personne ne peut donner un chiffre. Donc nous on a fait un choix en disant que tout ce qu'on détruit, on le compense par 3, tout ce qu'on perturbe fortement tant que zones d'habitat à moins de 200m on compense par deux et les habitats potentiels, par 1 »¹²⁴.

Mais comment ce choix de ratios de 3, 2 et 1 est-il justifié dans la proposition de l'aménageur? Pour le responsable environnement, ces chiffres ont été choisis parce qu'ils correspondaient bien à un chiffrage économique. En effet, toujours selon ce responsable :

« J'avais fait différents scénarios, discutés avec le ministère, mais qui ne sont jamais sortis. J'avais notamment un plan de gestion compensatoire qui arrivait à cinquante millions d'euros, en prenant certaines hypothèses de ratios. J'avais tout posé sur la table, et j'ai demandé ce qu'on devait faire. Et on m'a dit de m'arrêter à 15 millions d'euros, quelque

¹²⁴ Entretien avec le responsable environnement n°1 de RFF, le 12 avril 2011.

chose de « raisonnable »¹²⁵.

Au total, ce seront donc 1140 ha qui seront sécurisés au titre de mesures compensatoires, pour un coût global estimé à quinze millions d'euros. Cette surface globale se divise en 500 ha d'acquisitions et 640 ha de conventionnements avec des agriculteurs volontaires afin, dans les deux cas, de réaliser des mesures agro-environnementales favorables. Le calendrier proposé par l'aménageur en 2010 consiste à acquérir les 500 ha à raison de 50 ha, puis 70 ha par an, de 2010 à 2018. Pour les conventionnements avec les agriculteurs, il s'agit de garder en gestion écologique un total de 640 ha par an, pendant 15 ans, de 2010 à 2024, le parcellaire pouvant bouger d'une année sur l'autre.

Cet arbitrage sur un montant financier de mesures est donc moins basé sur une expertise écologique en termes d'équivalence entre gains et pertes que sur un principe de réalité susceptible d'emporter l'accord de toutes les parties¹²⁶. Le discours d'un des responsables du dossier à la DREAL est à cet égard révélateur :

« Sur ce dossier, on a fait le maximum pour l'améliorer et pour obtenir un niveau de compensation qui soit plus satisfaisant que ce qu'il y avait au départ. Je crois qu'on a multiplié presque par 4 le montant des mesures compensatoires au final. On était sur un budget de 4 ou 5 millions et on est arrivés à plus de 15 millions. Evidemment, on ne discutait pas millions, ce n'étaient pas les millions qui nous intéressaient, c'était le type de mesures concrètes qui pouvaient avoir un sens »¹²⁷.

Cependant, pour que cet arbitrage ministériel de 15 millions d'euros puisse satisfaire les parties, il faudra encore passer par une dernière phase, phase de « régulation » du conflit permettant de normaliser les relations entre les parties.

¹²⁵ Ibid.

¹²⁶ Il faut cependant noter que les 500 ha acquis correspondent grosso modo aux surfaces totales perturbées dans les leks et aux emprises les plus favorables prélevées dans la ZPS (430 ha + 70 ha = 500 ha).

¹²⁷ Entretien avec un responsable biodiversité de la DREAL L-R, le 14 avril 2011.

Phase 4 : la régulation et la normalisation

Cette phase comprend deux types d'action, à l'initiative de l'aménageur : la mise en place d'une expérience-pilote portant sur la gestion des mesures compensatoires et le financement d'un projet de recherche doctoral suite à une demande de la DREAL.

Une expérience-pilote de gestion des mesures compensatoires

Face aux inquiétudes des services de l'Etat concernant la réalisation à temps des mesures compensatoires et le suivi de leur efficacité, l'aménageur décide de mettre en place à partir de 2008 une opération-pilote destinée à tester le dispositif de conventionnement des mesures auprès d'agriculteurs. Pour l'aménageur, il s'agit en même temps de tester la faisabilité institutionnelle de telles mesures conventionnelles, c'est-à-dire trouver un ou des acteurs maîtres d'œuvre capables de porter à bien les engagements pris par l'entreprise.

Une mission portant sur la typologie et la faisabilité des mesures est confiée pour une durée de deux ans au Conservatoire régional des Espaces Naturels, en collaboration avec le COGard, la Chambre d'Agriculture et la SAFER¹²⁸. La mission consiste, d'une part, à élaborer les mesures de gestion les plus adéquates et de chiffrer leur coût et, d'autre part, à initier la mise en place de certaines de ces mesures pour en évaluer la faisabilité et l'acceptabilité par les agriculteurs. Ces mesures sont testées pendant deux ans dans les Costières et reçoivent un accueil très favorable de la profession agricole. En effet, alors que l'objectif prévisionnel de mise en gestion est de 170 ha à la fin de l'année 2008, ce seront 270 ha qui accueillent des mesures à cette date. Ce succès traduit une implication forte de la profession agricole, celle-ci étant déjà familière de ce type de mesures. En effet, le CEN-LR, la Chambre d'agriculture du Gard et le COGard disposent d'une expérience de plusieurs années dans la contractualisation de mesures

¹²⁸ Société d'aménagement foncier et d'établissement rural. Les SAFER sont des organismes créés par la loi d'orientation agricole en 1960. Elles visent principalement à préserver et à orienter l'agriculture française selon des critères économiques et, plus récemment, environnementaux.

agro-environnementales avec des agriculteurs du fait de leur expérience de terrain et de leur rôle de rédacteurs du DOCOB de la ZPS Costière Nîmoise (Chambre d'agriculture du Gard, COGard et CEN L-R, 2011).

Pour autant, le volet acquisition (avec un objectif de 500 ha) apparaît comme plus difficile à mettre en place. Dans le cadre de la mission expérimentale, une surveillance du marché foncier est réalisée par la SAFER sur une période de 2 ans (2007-2009) sur la zone des Costières (ZPS et alentours). Elle montrera que le territoire fait l'objet de nombreux mouvements fonciers. Les mutations de propriété ont ainsi concerné plus de 400 ha sur la seule année 2008. Les difficultés techniques sont également nombreuses, comme la taille parfois très petite des parcelles disponibles à l'achat ou leur localisation plus ou moins disséminée au sein de la ZPS. La SAFER conclut que la maîtrise foncière de superficies importantes pour la sauvegarde de l'outarde et de l'œdicnème apparaît comme réalisable, et ce à hauteur d'environ 50 ha par an. L'étude de la SAFER conseille que les acquisitions se fassent en priorité sur le territoire de la ZPS mais propose qu'en cas de difficultés de réalisation de la totalité de la maîtrise foncière dans les Costières, il soit possible d'étendre la zone d'acquisition à la périphérie de la ZPS, voire à des sites proches connus pour abriter des outardes. Les actions de maîtrise foncière (acquisitions amiables) devront être menées en étroite concertation avec la profession agricole de manière à ne pas déstabiliser le marché foncier, et créer des tensions par la mise en concurrence de projets à orientations différentes et déséquilibrer les structures agricoles (Biotopie et RFF, 2009).

Cependant, malgré les avancées de ce programme-pilote, le calendrier prévisionnel de réalisation des mesures proposé par RFF, qui lisse les acquisitions des 500 ha sur 15 ans à raison de l'achat de 50 ha, puis 70 ha, par an, ne sera jamais validé par la DREAL. Pour RFF, ce plan démontrait pourtant la crédibilité de l'aménageur dans ses actions en faveur de la préservation de la biodiversité. Le refus de la part de la DREAL de valider ce calendrier est considéré par l'aménageur comme une contrainte importante car il oblige celui-ci à entreprendre des démarches auprès des acteurs du

territoire sans être certain qu'elles ne seront pas remises en cause ultérieurement par l'Etat¹²⁹.

Ainsi, sans l'accord formel des services de l'Etat, RFF avait acquis fin 2012 (donc au moins un an avant le début des travaux) 100 ha de terres agricoles et conventionné 640 ha avec des agriculteurs volontaires sur les Costières. L'objectif de cette première étape était de mettre à disposition des populations d'outarde canepetière et d'œdicnème criard des habitats qui leur sont favorables dès le début des travaux afin de les perturber le moins possible. Ces mesures compensatoires ont été transférées au partenaire privé début 2013.

2.4.2. Le passage par la science

Dans le cadre de l'évaluation des impacts du projet sur les populations d'outardes, une des exigences des services de l'Etat est, comme nous l'avons mentionné, le lancement d'une thèse universitaire dans le but de combler les nombreuses inconnues concernant cette espèce, notamment le comportement des individus femelles. Cette idée émerge au sein des services de l'Etat en 2009 avec l'objectif de permettre à l'aménageur de définir les mesures environnementales les plus efficaces possibles afin de préserver l'outarde durant la phase travaux, puis pendant l'exploitation de la ligne. Parmi les protocoles prévus dans le cadre de cette thèse, un suivi d'individus équipés de balises GPS permettrait de mieux connaître les déplacements des individus sur plusieurs pas de temps (journée, saison, année) et d'identifier leurs habitats de prédilection pour l'alimentation, l'hivernage et la reproduction. La direction scientifique est confiée au directeur du CNRS de Chizé, spécialiste de l'outarde canepetière, et à un chercheur d'un laboratoire de Montpellier, le Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive.

Le financement de cette thèse par l'aménageur a été un point de passage obligé pour RFF, afin de mettre fin au conflit et stabiliser les relations entre les parties de manière à garantir la poursuite du projet. Selon l'un des responsables environnement de RFF, la

¹²⁹ Entretien avec le responsable environnement n°1 de RFF, le 13 avril 2011.

DREAL aurait clairement fait comprendre que si RFF ne prenait pas en charge le financement et l'organisation de la thèse, l'instruction du dossier d'incidence se ferait au détriment de l'aménageur¹³⁰.

Selon un responsable de la DREAL, l'obtention des crédits de la part de RFF pour lancer le projet de thèse a été considérée comme un avancée très positive, mais qui a dû être obtenu de haute lutte car, selon lui, cela allait à l'encontre des intérêts immédiats, non seulement de l'aménageur mais d'autres acteurs en présence :

« Il a fallu batailler pendant deux ans pour obtenir cette thèse. Il y avait RFF qui logiquement essayait d'économiser un peu sur son budget, comme n'importe quel aménageur. Mais d'un autre côté, il y avait le bureau d'études lui-même qui essayait de gagner d'autres marchés d'études ou de suivi, etc. Il n'était donc pas forcément enthousiasmé par la venue d'un laboratoire de recherche qui allait prendre éventuellement une partie des subsides disponibles. Même les associations ont pu se demander : « si le CNRS vient, est-ce qu'il ne va pas tout nous changer, le protocole d'études, etc. ? ». Finalement, on y est arrivé et aujourd'hui, c'est plutôt apparemment vu positivement du côté des associations parce que ça a quand même amené des évolutions dans les manières de travailler, d'étudier le terrain, c'est du très positif »¹³¹.

Aux yeux des associations naturalistes, l'engagement des acteurs de la recherche scientifique dans les problématiques spécifiques à la dynamique des populations d'Outarde dans ce secteur ne constitue pas une menace, loin de là. Jusque-là, les associations, ne parvenaient pas à intéresser les scientifiques de Montpellier au terrain d'étude gardois, ce qui se traduisait par un manque de connaissance en matière de biologie de l'espèce. De ce point de vue, pour le COGard, l'effet du projet en matière d'activité de recherches sur les outardes constitue une réelle avancée¹³².

¹³⁰ Entretien avec le responsable n° 2 de RFF, le 12 avril 2011.

¹³¹ Entretien avec un responsable biodiversité de la DREAL LR, le 14 avril 2011.

¹³² Entretien avec un responsable du COGard, le 14 avril 2011.

Conclusion

Dans ce troisième chapitre, nous avons exposé la succession des différentes phases d'une controverse portant, comme pour le projet LGV SEA sur la compensation des atteintes à l'outarde canepetière. Bien que touchant à un même objet, la controverse sur le projet CNM est néanmoins différente sur plusieurs plans. Sur le projet CNM, le choix du tracé ne fait pas l'objet d'études et n'implique pas de processus de concertation. Le tracé « historique » est repris tel quel. Les associations, endossant le rôle de partenaires techniques de l'aménageur, alertent sur la présence d'espèces patrimoniales sur le tracé mais n'entrent pas dans une dynamique conflictuelle. Ce sont les services de l'Etat qui s'opposent aux initiatives de l'aménageur, les considérant comme insuffisantes au regard des enjeux environnementaux. Des désaccords importants entre aménageur et services de l'Etat apparaissent sur la façon de quantifier les impacts, mais aussi sur la manière de réaliser les mesures compensatoires et sur les garanties concernant leur mise en œuvre dans le futur, du fait notamment de la reprise en main du projet par un partenaire privé. Alors qu'un arbitrage ministériel est réalisé sur la quantité de mesures à prévoir, la véritable sortie du conflit et la clôture de la controverse ne sont possibles que lorsque l'aménageur donne des gages aux services de l'Etat sur ce futur incertain : un engagement ferme dans la durée, au travers d'une expérience-pilote de gestion des mesures compensatoires ainsi qu'un financement de thèse sur le suivi des populations d'outarde. Ces deux engagements, portant sur la confiance entre les acteurs plutôt que sur des incertitudes scientifiques, seront les deux éléments déterminants permettant la poursuite du projet.

Conclusion de la troisième partie

Nous avons montré dans cette partie, au travers de deux cas d'études, que l'instrument compensation était sujet à controverses. Chacune des deux controverses repose néanmoins sur des causes différentes. Elles se distinguent en fonction d'au moins quatre paramètres : les acteurs en présence, les raisons de la controverse, le rôle de l'expertise et les intérêts des acteurs (Tableau 2).

Acteurs-clés des controverses

Sur la LGV-SEA, les actions et décisions de l'aménageur sont contestées par de nombreuses associations. Ces associations sont fédérées, que ce soit pour contester les atteintes au cadre de vie dans le cas des groupements de riverains ou pour dénoncer les atteintes à la biodiversité comme c'est le cas avec les associations naturalistes. Ces dernières, notamment au travers de la fédération régionale Poitou-Charentes Nature, mènent la bataille sur les compensations, en particulier sur le cas de l'emblématique outarde. Les services de l'Etat sont, au contraire, en retrait de la controverse même si ce sera la direction des infrastructures de transport du ministère qui arbitrera la controverse, au moins quant à la quantité d'hectares à compenser.

Dans la controverse du CNM, on observe la dynamique inverse. Les services déconcentrés de l'Etat au niveau régional sont aux avant-postes de la controverse alors que les associations naturalistes ont fait le choix d'accompagner l'aménageur et non de s'y opposer, en participant aux études et à la conception des mesures compensatoires.

Tableau 2 : Les principales différences entre les deux controverses étudiées

	Acteurs-clés	Raisons de la controverse	Rôle de l'expertise	Intérêts sous-jacents
LGV-SEA	Aménageur et associations naturalistes	Désaccords sur hauteur des compensations	- Légitimer l'arbitrage de l'Etat (sans réduire l'incertitude) - Donner raison aux associations	Légitimité des associations en tant que scientifiques (frontière science/social)
CNM	Aménageur et services de l'Etat	Décalage temporel entre lois environnementales et DUP	Rassurer sur la mise en œuvre par expérience-pilote et thèse	Diminuer le risque institutionnel pour DREAL

Les raisons des controverses

Dans le cas de la LGV-SEA, le désaccord porte essentiellement sur la hauteur des compensations en regard des dommages portés à l'outarde. Différentes façons d'envisager ces dommages se confrontent mais c'est bien un débat d'ordre principalement épistémique auquel on assiste, c'est-à-dire portant sur les incertitudes liées au manque de connaissances sur l'espèce et sur sa réaction à un nouvel aménagement.

Dans le cas du CNM, la DREAL remet également en cause, à plusieurs reprises, la hauteur des compensations proposées par l'aménageur, au point que le sujet est discuté et arbitré, comme pour le projet de LGV-SEA, au niveau ministériel. Néanmoins, la controverse porte également dans ce cas sur la mise en œuvre effective des compensations dans le futur. La controverse est largement renforcée ici par la méfiance quant au respect des engagements de l'aménageur. En particulier, les services de l'Etat redoutent la transmission du projet à un partenaire privé et les conséquences négatives sur la bonne mise en œuvre des mesures.

Le rôle de l'expertise

Dans le projet LGV-SEA, le recours à l'expertise extérieure est demandé dans le but de réduire les incertitudes scientifiques autour des compensations. Néanmoins, cette expertise ne peut réduire ces incertitudes. Elle servira en fait à rendre plus acceptable l'arbitrage de l'Etat. Les avis des experts auront aussi pour conséquence de renforcer les associations dans leurs convictions d'avoir eu raison d'exiger plus de la part de l'aménageur, car bien que l'expertise ne corrobore pas leurs demandes, elle va dans le sens d'une remise en question des propositions de l'aménageur.

Dans le projet CNM, l'expertise servira essentiellement en tant que gage de bonne volonté de la part de l'aménageur envers les services de l'Etat. Le projet de recherche doctorale permet de rassurer sur les engagements à moyen terme de l'aménageur et du prestataire qui prendra sa suite. Quant à l'expérience-pilote sur la gestion des compensations, rendue possible grâce à l'expertise pratique des acteurs locaux (Chambre d'agriculture, COGard, CEN-LR), elle a un rôle similaire en ce qu'elle établit la preuve de la faisabilité des mesures prévues dans les engagements.

Les intérêts sous-jacents

Dans le projet de LGV-SEA, les associations naturalistes qui contestent les propositions de l'aménageur sont en quête d'une légitimité « scientifique » ou d'expert. Elles se voient comme les seuls acteurs qui connaissent le « terrain » et le comportement des populations d'outarde dans la région. Elles se voient satisfaites dès lors que les scientifiques, convoqués à la demande du ministère de l'Ecologie et des Transports, vont dans le sens de leurs propres analyses en soulignant les insuffisances méthodologiques des études de l'aménageur. Lorsque le représentant de l'Etat effectue l'arbitrage, les associations l'interprètent comme un résultat victorieux, fortement

inspiré par l'expertise, alors que cet arbitrage a en fait pour effet d'établir un juste milieu entre les revendications de chacun.

Pour le projet CNM, la perspective de devoir justifier la réalisation d'un projet qui a des incidences significatives sur des espèces d'intérêt communautaire inquiète au plus haut point les services régionaux de l'Etat et conditionnera leur attitude. Il s'agit en effet pour eux d'éviter les risques institutionnels qui découleraient d'un arbitrage européen. Il est donc essentiel pour la DREAL de se donner les moyens permettant de convaincre la Commission que les impacts significatifs sont bien pris en compte et compensés, afin que cette dernière ne soit pas tentée de remettre en cause l'opportunité du projet.

Les incertitudes autour des compensations pour atteintes à la biodiversité font de ce dispositif, censé solutionner le problème des impacts résiduels des aménagements, un instrument controversé de l'évaluation environnementale. Pour la plupart des acteurs concernés, aménageurs, services de l'Etat ou défenseurs de la biodiversité, la procédure d'évaluation environnementale en est affaiblie et il est attendu de nouvelles avancées du front de la science afin de dépassionner et apaiser les procédures de compensations. Diverses tentatives ont vu le jour depuis quelques années pour aller vers une plus grande standardisation des principes et procédés de mise en œuvre des mesures compensatoires. Parmi elles, on peut observer un courant de réflexion tentant de faire entrer les mesures compensatoires dans la catégorie des « instruments de marché » pour la biodiversité, en insistant sur le fait que des principes d'équivalence écologique clarifiés et simplifiés permettraient la mise en place de mécanismes d'échange entre entités de biodiversité, favorisant l'efficacité des actions de conservation tout en minimisant les coûts pour les aménageurs. Ces réflexions peuvent se comprendre dans le cadre de la recherche d'instruments hybrides permettant à la fois de fluidifier les transactions matérielles ou financières et aussi d'apaiser les rapports sociaux à l'œuvre dans ce type de projet.

Cependant, ce troisième temps est aussi porté par des évolutions plus générales en matière de ce qu'il est légitime de considérer comme la biodiversité à protéger. A la

biodiversité patrimoniale, toujours vue comme une cible primordiale des actions de conservation, s'est ajoutée depuis peu la prise en compte de la biodiversité ordinaire, à la base du fonctionnement des écosystèmes, et qui rend possible la production de services aux humains par ces écosystèmes.

Ce sont ces deux tendances, les velléités de standardisation des compensations d'une part et les réflexions sur les nouvelles approches de la biodiversité qui seront détaillées dans la partie IV, en faisant l'hypothèse qu'elles constituent les pièces d'un troisième régime ; le régime utilitariste de l'évaluation environnementale.

Partie IV: de nouveaux instruments pour un nouveau régime de l'évaluation environnementale

Introduction

Depuis une dizaine d'années, et concomitamment à la montée en importance de la notion de service écosystémique (MEA, 2005), différents travaux sur les nouveaux outils de la conservation ont rassemblé certains de ceux-ci sous le vocable d'instruments de marché pour la conservation de la biodiversité (*market-based instruments*). Ces instruments de marché comprennent, entre autres, les comptabilités vertes (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010), les paiements pour services environnementaux (Laurans, Leménager et Aoubid, 2011) ou encore les compensations pour atteintes à la biodiversité (EFTEC et IEEP, 2010).

Le succès des instruments de marché, au moins dans la littérature, provient de l'idée répandue que la régulation directe au travers du marché serait un moyen efficace de conserver la biodiversité. Ainsi, alors que le discours sur la conservation de la nature a sensiblement évolué pour devenir principalement un problème de gestion de services écosystémiques, les outils proposés pour la conservation ont évolué également, considérant que les incitations et l'action du marché peuvent s'avérer d'un meilleur rapport coût/efficacité que les outils classiques réglementaires de type « command & control ». Pour autant, ces deux notions, service écosystémique et instrument de marché, ont des origines distinctes. Boisvert et ses collègues (Boisvert, Méral et Froger, 2013) ont retracé ces origines et ont montré que la notion de service écosystémique n'implique pas automatiquement des approches en termes de marché, mais qu'elle rend celles-ci possibles (Daly et Farley, 2010 ; Farley, 2012). En effet, des éléments de discours économique accompagnent les réflexions sur les services écosystémiques depuis le début, alimentant du même coup les débats sur les risques de marchandisation de la nature (Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Daily, 1997).

Dans le premier chapitre de cette quatrième partie, nous examinerons les qualités de certains mécanismes actuels de compensation, notamment la compensation par l'offre, en tant que possibles instruments de marché, en faisant l'hypothèse qu'ils peuvent

constituer les instruments d'un troisième régime, le régime utilitariste de l'évaluation environnementale.

Un éventuel troisième temps de l'évaluation environnementale en matière de biodiversité ne peut néanmoins s'envisager sous le seul angle des instruments de politique publique et de leur efficacité. Ce troisième temps est aussi porté par des questionnements sur ce qu'il est légitime de considérer comme la biodiversité à protéger. C'est ce que nous verrons dans le second chapitre de cette partie en détaillant en particulier ce qu'un déplacement de perspective de la biodiversité remarquable vers la biodiversité ordinaire peut impliquer pour l'évaluation environnementale des grands projets d'infrastructure.

Enfin, dans un troisième chapitre, nous reprendrons l'analyse des quatre thèmes identifiés dans la première partie de la thèse afin de montrer leurs évolutions vers un régime utilitariste de l'évaluation environnementale.

Chapitre I: le marché au secours des compensations ?

1. Vers des mécanismes de marché pour les compensations ?

Bien qu'inscrit depuis les années 1970 dans les législations nationales de plusieurs pays, notamment en France et aux Etats-Unis, le principe de compensation des impacts sur la biodiversité a récemment été redécouvert et réinterprété en fonction des idées du moment, notamment celles prônant l'efficacité du marché comme outil de meilleure gestion des problèmes publics.

Dans leur majorité, les programmes de compensation ne peuvent néanmoins être mis en place que dans le cadre d'une large concertation avec les autorités publiques, puisqu'ils s'insèrent dans des cadres réglementaires où la compensation n'est qu'une étape ultime dans la hiérarchie de l'atténuation (éviter d'abord, réduire ensuite, et enfin compenser les impacts résiduels). De plus, comme on la vu dans la partie III de cette thèse, l'accord sur les compensations est une forme d'aboutissement des négociations parfois conflictuelles entre les parties, permettant ensuite le démarrage du projet d'aménagement.

Ce dispositif institutionnel, à la fois très régulé et perméable à la négociation, suffit à empêcher son classement dans la catégorie des instruments de marché. Pourtant, depuis les années 1990 et l'introduction des politiques de dérégulation, les mécanismes de compensation ont été progressivement réinterprétés comme des outils tombant dans cette catégorie. Cette tendance est particulièrement forte aux Etats-Unis et en Australie, alors que dans d'autres pays, et notamment en Europe, elle s'installe avec plus de difficultés (Chabran et Napoléone, 2013).

1.1. Les différentes formes de compensation

Tout aménageur peut décider de réaliser lui-même la mesure compensatoire ou bien faire appel à un prestataire. Si cette dernière solution est choisie, ce qui est le cas le plus fréquent, la transaction entre l'aménageur et le prestataire peut se faire soit sous la forme d'un paiement direct de l'aménageur pour la réalisation proposée par le prestataire, soit au travers de l'achat d'un nombre de « crédits » équivalents aux « débits », c'est-à-dire aux dommages attribués à l'aménagement. Cette dernière formule a historiquement été mise en œuvre d'abord dans le cadre de la loi sur l'eau aux Etats-Unis (*Clean Water Act*, 1972) pour conserver les zones humides (Robertson, 2009). Pour ce faire, les zones humides doivent être réduites à un certain nombre de fonctions écologiques afin d'être comparables et favoriser l'utilisation d'une unité de mesure commune. Cette unité de mesure permet de vérifier si une certaine équivalence écologique est atteinte entre ce qui est détruit et ce qui sera conservé ou restauré. Le développement de l'échange de crédits de services liés aux zones humides a eu pour effet de considérer ces services de manière simplifiée, de les standardiser à des fins comparatives, ce qui pour certains est une première étape vers la marchandisation de ces services (Gómez-Baggethun et Ruiz-Pérez, 2011 ; Robertson, 2011).

Les compensations pour atteintes à la biodiversité, et notamment aux espèces et habitats menacés, sont apparues plus tardivement, d'abord en Californie dans les années 1990 et en Australie (Nouvelle Galle du Sud) dans les années 2000. Les compensations pour les espèces et habitats butent sur des problèmes de mesures et d'unités plus importants encore que les zones humides. À l'heure actuelle, il y a un type de crédit spécifique pour chaque espèce ou chaque habitat et la quantité de crédits à acheter pour compenser les dommages est, en pratique, négociée avec les autorités compétentes, ce qui nous éloigne bien loin d'un marché des actifs de biodiversité (Burgin, 2008 ; Carroll, Fox et Bayon, 2008).

En France, le succès des mécanismes de marché pour les compensations est jusqu'à présent très modeste, limité à une tentative de création d'une banque d'« actifs

naturels » via une organisation dédiée, la CDC-biodiversité¹³³. Cette banque de compensations, nommée Réserve d'actifs naturels de Cossure, est située dans la Plaine de Crau en région PACA et est issue d'un partenariat entre la CDC-Biodiversité, le ministère de l'Ecologie et des partenaires locaux, notamment les gestionnaires de la Réserve Naturelle des Coussouls, qui entoure le site à réhabiliter. En 2008, 360 hectares d'un ancien verger « industriel » ont été acquis et requalifiés en « coussoul », un milieu steppique semi-aride avec une flore herbacée propice notamment à la présence d'oiseaux typiques et en forte régression (Ganga cata, outarde canepetière, œdicnème criard, alouette calandre) et à celle d'autres espèces animales comme le lézard ocellé. Le coût de la restauration a été estimé à 38 000 € par hectare, en incluant l'achat du foncier, les actions de restauration, la gestion et le suivi scientifique sur trente ans. En 2012, des achats d'actifs avaient été effectués par trois entreprises locales, à hauteur d'une cinquantaine d'hectares pour chacune.

L'opération Cossure de la CDC-Biodiversité s'inscrit dans un programme pilote d'envergure nationale, lancé par le ministère de l'Ecologie. Celui-ci a commandité plusieurs études en la matière (MEEDDM, 2010 ; Morandeau et Vilaysack, 2012) et a lancé en 2011 un appel à projets intitulé « Opérations expérimentales d'offres de compensation » dont l'objectif, dans la continuité de l'expérience de la Réserve de Cossure, est de tester le fonctionnement de banques de compensation dans le cadre réglementaire existant et selon les principes de la hiérarchie de l'atténuation des impacts et de l'équivalence écologique. Il s'agit de renforcer la logique d'anticipation de l'offre de compensation afin d'inscrire la démarche de prise en compte de la biodiversité le plus en amont des procédures. Parmi les avantages potentiels de ce mécanisme figurent la mise en place de projets d'envergure liés à la mutualisation des mesures compensatoires, la réalisation effective de la mesure compensatoire avant la survenue de l'impact, et le renforcement de sa pérennité (MEDDTL, 2011). Il s'agit aussi, même si cet objectif n'est pas formellement énoncé, de permettre une meilleure planification des « besoins en biodiversité » des acteurs économiques, via la mise en

¹³³ Sur les 160 dossiers d'étude d'impact soumis par les aménageurs à l'Autorité environnementale en 2009, 2010 et 2011, aucun ne met en avant une solution de type « offre » pour les compensations. Information recueillie auprès de M. Badré, Président de l'Autorité environnementale. Entretien effectué le 27 janvier 2012.

place sur le territoire français de « Réserves d'Actifs Naturels » disponibles, au particulier aux abords des zones à fort potentiel de développement.

Toute entité de statut public ou privé, française ou étrangère était invitée à candidater à cet appel à projet. L'une des particularités de cet appel était le « fléchage » thématique selon certaines problématiques préalablement identifiées comme prioritaires dans trois régions : en Alsace, la survie des populations de Grand Hamster ; dans le Nord-Pas-de-Calais, le maintien d'une trame verte herbacée sur les coteaux calcaires du Boulonnais ; pour le Poitou-Charentes la conservation de l'avifaune des plaines agricoles¹³⁴. Sur une dizaine de candidatures, les opérateurs retenus en 2012 sont le bureau d'études Biotope associé à la Lyonnaise des Eaux (pour la restauration de milieux ouverts méditerranéens comme les garrigues et piémonts), CDC-biodiversité en partenariat avec la coopérative agricole InVivo Agro solutions (pour le grand Hamster d'Alsace), le bureau d'études breton Dervenn (restauration de zones humides et territoires bocagers entre Nantes et Rennes) et EDF (restauration de 1 300 ha dans le Massif de Belledune au profit des Galliformes de montagne) (ITTECOP, 2012).

En parallèle aux compensations liées aux corpus réglementaires, des formes de compensation volontaire sont également apparues, en particulier dans les pays en développement, où les grandes entreprises extractrices de ressources ont développé des mécanismes de dédommagement sous l'impulsion d'ONG et de réseaux militant pour la mise en œuvre à large échelle des compensations¹³⁵. Dans ce cas de figure, les compensations sont une assurance contre le risque de se voir refuser les permis indispensables de la part du pays hôte ou les prêts des institutions bancaires ou plus simplement pour des raisons d'image de marque. Ces risques liés à la biodiversité font d'ailleurs l'objet d'une véritable stratégie d'entreprise, les bonnes pratiques en la matière étant mises en avant par les entreprises elles-mêmes¹³⁶.

¹³⁴ Cet appel à projets est disponible en ligne à l'adresse suivante : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Appel_projet_offre_compensation.pdf

¹³⁵ Par exemple, le *Business and biodiversity offsets programme* (BBOP), <http://bbop.forest-trends.org/>

¹³⁶ Voir, par exemple, *Biodiversity & Business risk, A Global Risks Network briefing*, World Economic Forum, janvier 2010. Préparé par PricewaterhouseCoopers pour le World Economic Forum, www.pwc.co.uk/pdf/wef_biodiversity_and_business_risk.pdf

Dans le cas des compensations volontaires, mécanismes innovants d'atténuation des dommages sur la biodiversité, on ne retrouve pas non plus les caractéristiques nous permettant de parler d'instrument de marché. Ces compensations se caractérisent notamment par l'absence de transactions, l'aménageur étant à la fois la source du dommage mais aussi l'auteur de l'action de restauration compensatrice (même si un bureau d'étude peut être mandaté pour élaborer concrètement cette action).

1.2. Les critiques de la compensation par l'offre

Les critiques des expériences de mécanismes d'offres de compensations, au travers de la création de « banques » de crédits d' « actifs naturels » sont nombreuses. Le premier type de critiques porte sur l'impossibilité pratique de respecter le principe de « pas de perte nette (« no net loss ») en proposant à l'avance un certain type de crédits de biodiversité, par définition simplifiés, pour compenser des destructions qui sont toujours uniques et complexes, du fait que ce qui est détruit est une série d'interactions, un ensemble ou une partie de fonctions écosystémiques. Le président de l'Autorité environnementale résume bien ce sentiment :

« Moi je suis perplexe au vu des projets qui nous sont présentés. Si on a vraiment un raisonnement « pas de perte de biodiversité », celui-ci doit se faire vraiment projet par projet, ce qui conduit pour chaque cas à se poser la question « la perte de biodiversité ici c'est quoi ? ». Ce qui me gêne c'est que la nature des compensations à apporter change dans chaque projet, alors que l'offre, par définition, elle est ce qu'elle est. On offre de la pelouse sèche ou des coussouls de la Crau. Et il se trouve qu'il y a quelques projets où ce qui est détruit, c'est justement ça. Mais pour que le dispositif devienne vraiment performant, comment va-t-on faire pour que sur le trajet de la LGV Lyon-Turin, entre Lyon et Avreyssieux, justement, il y ait une offre de reconstitution de zones humides qui permette à RFF de dire « je vais aller faire mon marché, l'Autorité environnementale me demande 200 ha de compensations, je vais aller les acheter au marché des offres de reconstitution des zones humides de la plaine untel ». Je pense que là aussi on est en plein

rêve. Ça ce marche pas comme ça... C'est pour ça que c'est une solution à laquelle j'ai de la peine à croire. Au mieux, c'est un créneau extrêmement étroit¹³⁷ ».

Un second type de critique prolonge le premier, sur le mode de l'éthique de la nature. Il se fonde sur le refus de considérer la biodiversité ou les écosystèmes comme des entités ou des mécanismes que l'on peut imiter, en insistant sur le fait que l'ingénierie écologique ou la restauration écologique ne seront toujours que des approximations des systèmes ainsi détruits. La métaphore de la nature comme œuvre d'art, irremplaçable, incommensurable, n'est pas loin et les écologues de la restauration sont, sous cet angle, considérés comme des faussaires (Maris, Mathevet et Béchet, 2010).

Un troisième type de critique a trait au risque de marchandisation directe de la biodiversité, au travers de la fixation de prix pour compenser les dommages aux espèces, aux habitats ou aux services écologiques, qui seraient progressivement déconnectés des coûts de restauration et de gestion concrets des sites compensateurs. Dès lors, ce seraient les dimensions de la biodiversité les plus réductibles à l'échange qui seraient considérés, au détriment d'autres composantes plus difficilement appréhendables par les outils techniques actuels (Robertson, 2006).

Un quatrième problème induit par la compensation par l'offre serait qu'elle bouleverserait la hiérarchie de l'atténuation. Aux Etats-Unis et en Australie, la compensation est considérée dès le début du projet aux côtés des principes d'évitement et de réduction (Higgins, Dibden et Cocklin, 2012 ; McKenney et Kiesecker, 2009). Dans certains cas, elle peut même être vue comme l'action prioritaire à mettre en place, avant l'évitement ou la réduction, en considérant par exemple que des bénéfices écologiques plus importants seraient retirés de grandes banques de compensation, par le fait de mutualiser les compensations de plusieurs projets (Kiesecker et al. 2010).

Enfin, des commentateurs ont critiqué l'effet « performatif » de la classification des compensations en tant qu'instrument de marché. Lors de la création des premières « banques » de compensation pour zones humides aux Etats-Unis, la référence au marché en tant que telle était absente et ce sont plutôt des objectifs de flexibilité et de

¹³⁷ Entretien avec M. Badré, Président de l'Autorité environnementale, le 27 janvier 2012.

réduction des coûts liés à la procédure réglementaire qui étaient mis en avant pour les justifier. Pour autant, le fait même de classer les mécanismes de compensation dans la catégorie d'instruments de marché produit un effet performatif sur ces instruments (Boisvert et Tordjman, 2012 ; MacKenzie, Muniesa et Siu, 2007). Ainsi, aux Etats-Unis, le ministère de l'agriculture a mis sur pied en 2008 un « bureau des services et marchés écosystémiques » (*U.S. Office of Ecosystem Services and Markets*, rebaptisé en 2011 *Office of Environmental Markets*) dont la mission est de standardiser les définitions et les unités de mesure pour les services écosystémiques, dans le but de stimuler les marchés de crédits de compensation (Boisvert, Méral et Froger, 2013). En Europe, une étude commanditée par la Direction générale environnement de la Commission européenne est symptomatique de cet effet performatif, et ce dès le titre de l'étude, intitulée « *The use of market-based instruments for biodiversity protection: the case of habitat banking* » (EFTEC et IEEP, 2010).

Les retours d'expérience des banques de compensations aux Etats-Unis et en Australie ne permettent pas de conclure que ces banques sont des instruments fonctionnant selon les principes d'un marché de crédits. Il en est de même pour l'expérience française. Plutôt que de mettre l'accent sur les compensations par l'offre comme des instruments de marché, il apparaît plus pertinent de considérer ce qui est véritablement novateur dans les dispositifs d'offre de compensation. L'innovation semble résider dans l'anticipation des dommages causés par les opérations d'aménagement, dans une perspective d'évaluation environnementale stratégique des politiques d'aménagement, plutôt que de chaque projet d'aménagement pris isolément. Le principe de l'offre de compensation consiste en effet à anticiper la demande potentielle de compensation dans des territoires où la pression attendue sur les milieux est forte. L'offre de compensation s'inscrit dans la démarche de prise en compte de la biodiversité le plus en amont des procédures. Parmi les avantages potentiels de ce mécanisme figurent notamment la mise en place de projets d'envergure liés à la mutualisation des mesures compensatoires issus de plusieurs projets, la réalisation effective de la mesure compensatoire avant la survenue de l'impact (pas de perte temporelle) et le renforcement de sa pérennité du fait de la présence d'opérateurs dédiés et engagés sur

le long terme. Ces trois avantages de la compensation par l'offre sont non-négligeables mais sont à replacer dans le débat plus général sur les mesures compensatoires, débat qui porte sur des questions actuellement sans réponses liées aux critères de choix des impacts dignes d'être compensés, à la gestion des impacts cumulés, à la production de métriques, à l'accès au foncier ou encore à la plus-value écologique (« additionnalité ») des mesures (Quétier, Regnery et Levrel, 2013).

Chapitre II : de la biodiversité remarquable à la biodiversité ordinaire. Quels effets sur l'évaluation environnementale ?¹³⁸

Jusqu'à présent, les espèces menacées d'extinction (et leurs emblèmes tels le grand panda ou les grands carnivores) ont donné un contenu à la préservation de la biodiversité, légitime d'un point de vue à la fois naturaliste et social. Cette double légitimité a permis de conduire d'ambitieuses politiques environnementales, comme la mise en place d'aires protégées (Parcs nationaux, réserves naturelles, etc.).

Néanmoins, cet objectif de préservation des espèces menacées ne suffit plus à répondre à certaines préoccupations émergentes associées à la biodiversité. D'une part, les écosystèmes qui sont proches des communautés humaines, souvent pauvres en espèces menacées, n'en sont pas moins sujets à de fortes pressions et à des phénomènes de dégradation, comme le montrent des études récentes (Julliard et al., 2006 ; Gaston et Fuller, 2007). D'autre part, cette biodiversité ordinaire constitue non seulement le cadre de vie et une référence culturelle pour de nombreux humains, mais elle est aussi indispensable aux activités économiques en tant que support, notamment de l'agriculture et de la pêche. Son état et sa dynamique sont donc d'importance cruciale pour nos sociétés.

Dans ce chapitre 2, le point de vue adopté est plus normatif puisque l'objectif est de préciser les contours de la biodiversité ordinaire pour *in fine* évaluer son potentiel de changement pour les dispositifs d'évaluation environnementale. Pour ce faire, nous examinerons d'abord les spécificités de la biodiversité ordinaire par rapport aux espèces menacées ainsi que les limites liées à la notion d'espèce en tant que telle. Dans un deuxième temps, nous comparerons les notions d'espèce menacée et de biodiversité ordinaire à la lumière des normes des sciences de la conservation. Ces deux

¹³⁸ Ce chapitre reprend pour l'essentiel, mais dans une version amendée, des parties du texte publié par D. Couvet et J-C. Vandeveldé intitulé « Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social » dans Casetta, E., et Delord, J. (2014), *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, Editions Matériologiques, Paris. Dans ce chapitre, D. Couvet est l'auteur principal des parties 1 et 2, J-C. Vandeveldé celui des parties 3 et 4.

compartiments de la biodiversité, comme on le verra, diffèrent par leurs objets, leurs enjeux et les acteurs concernés. Il s'agit néanmoins de dépasser une opposition entre les enjeux fonctionnels et économiques qui seraient nécessairement liés à la biodiversité ordinaire et les enjeux éthiques non-utilitaristes qui ne concerneraient que les espèces menacées. Une telle opposition est réductrice (McCauley, 2006). Ainsi, la préservation des espèces menacées peut répondre à une logique économique, liée notamment à l'écotourisme ou à sa valeur d'option. A l'inverse, la préservation de la biodiversité ordinaire peut répondre à une logique éthique, en accord avec les critères normatifs des sciences de la conservation (voir ces critères plus bas).

Enfin, en ayant recours aux apports de la sociologie pragmatique, nous essaierons de faire ressortir les « ordres de justification » que les acteurs sociaux mobilisent pour parler et agir sur les espèces menacées et sur la biodiversité ordinaire. Nous indiquons que pour chacun de ces types de biodiversité, il est fait recours à une combinaison distincte de ces ordres de justification. En conclusion, nous montrerons ce que la notion de biodiversité ordinaire, au travers des registres de justifications spécifiques qu'elle mobilise, peut apporter de nouveau aux pratiques actuelles d'évaluation et de conservation de la biodiversité, en particulier à l'évaluation environnementale des grands projets d'aménagement.

1. Biodiversité ordinaire : enjeux écologiques

S'accorder plus précisément sur ce à quoi fait référence la biodiversité ordinaire, autant pour les scientifiques que pour les autres acteurs sociaux, augmenterait les chances d'une préservation réussie de cette biodiversité. Établir des politiques cohérentes et efficaces de préservation de cette biodiversité exige en effet d'identifier des entités qui aient un sens à la fois d'un point de vue naturaliste et social. En d'autres termes, il s'agit d'abord de se mettre d'accord sur les composantes de la diversité biologique qu'il s'agit de préserver.

La biodiversité ordinaire a déjà fait l'objet de certains travaux scientifiques (Gaston, 2011). Dans le monde francophone, on lui donne plutôt le nom de « nature ordinaire »

(Godet, 2010 ; Lecomte, 2006 ; Mougenot, 2003). Certains parlent aussi de paysages ou d'espaces ordinaires (Godet, 2010 ; Mathevet, Thompson et Delanoë, 2010). Mais les définitions sont le plus souvent imprécises et ne vont pas au-delà de la notion de « nature qui nous entoure » (toutefois Godet en propose plusieurs approches).

Un concept biologique majeur, l'espèce, permet de définir la biodiversité ordinaire en termes simples, de la mettre en relation directe avec les espèces menacées. Les espèces ordinaires peuvent se définir par défaut : ce sont celles qui ne sont ni menacées, ni domestiquées, ni exploitées. Elles regroupent une large majorité d'espèces : près de 80 % chez les vertébrés, à l'exception de quelques taxons très menacés (grands carnivores, crocodiliens...). Définir la biodiversité ordinaire par les espèces qui la composent offre un avantage certain : l'espèce est, des trois niveaux d'organisation biologique définis par la Convention sur la diversité biologique (CDB) (gène, espèce et écosystème), le niveau le mieux étudié et le plus documenté. L'espèce est un concept qui offre l'avantage d'un solide fondement scientifique et d'une grande visibilité vernaculaire, compréhensible par le plus grand nombre, même si la compréhension qu'en ont les phylogénéticiens, les morphologistes, les écologues, les évolutionnistes, les naturalistes ou encore les législateurs peuvent présenter de notables différences (Hey, 2001).

Néanmoins, les espèces ordinaires pourraient ne pas être une catégorie d'analyse pertinente, un objet spécifique à prendre en compte dans les politiques, dans la mesure où elles ne seraient que les espèces menacées de demain. En d'autres termes, une politique de préservation des espèces menacées réussie aurait pour effet de préserver également les espèces ordinaires. Pourtant, espèces menacées et ordinaires diffèrent de plusieurs manières, justifiant ainsi des politiques de préservation distinctes. Elles diffèrent par leur sensibilité aux sociétés humaines. Rosenzweig (Rosenzweig, 2003) utilise les termes de « *Kulturmeider* » pour les espèces incompatibles avec la présence humaine, et qui pourraient correspondre aux espèces menacées, et le terme de « *Kulturfolger* », pour les espèces accompagnant le développement des sociétés, les espèces ordinaires. Cette différence de sensibilité correspond à des caractéristiques biologiques particulières. Les espèces menacées sont en majorité les espèces de grande taille, à longs cycles de vie, spécialistes (par exemple confinées à un type d'habitat) et à

distribution réduite (Kotiaho et al. 2005). Elles ont donc une place particulière dans le fonctionnement des écosystèmes. Elles constituent un échantillon biaisé de l'ensemble des espèces, à la fois par rapport aux causes et aux conséquences de leur déclin (Gaston, 2011).

De plus, les préoccupations associées à la biodiversité ordinaire dépassent largement celles associées aux espèces ordinaires. Ce sont plutôt les communautés¹³⁹ constituant cette nature ordinaire qui sont l'objet d'évaluations et de préoccupations naturalistes et sociales, comme par exemple les pollinisateurs ou encore les oiseaux. Ainsi, le déclin des oiseaux spécialistes des milieux agricoles correspond à une dynamique convergente d'un ensemble d'espèces, peu étant cependant directement menacées. Ce déclin est surtout considéré comme un symptôme d'une altération de l'habitat. Quelle que soit leur idiosyncrasie, ce sont toutes les espèces inféodées aux espaces agricoles qui sont concernées. Par convergence, ce déclin entraîne une altération des fonctionnalités de l'écosystème propres à ce groupe d'espèces.

Le terme de biodiversité ordinaire semble donc approprié pour représenter ces préoccupations liées à la nature qui nous entoure, aux communautés composées d'espèces ordinaires et aux fonctionnalités des écosystèmes liées à ces communautés. C'est donc le fonctionnement des trois niveaux d'organisation biologique qui importe ainsi que leur synergie. Les normes des sciences de la conservation permettent d'étayer cette affirmation.

2. La biodiversité ordinaire à la lumière des normes des sciences de la conservation

La biologie de la conservation est une discipline scientifique apparue il y a trois décennies en réponse aux préoccupations de préservation de la biodiversité. Elle est maintenant souvent qualifiée de « science de la conservation » car elle dépasse le cadre de la biologie. Il s'agit en effet d'une trans-discipline, intégrant l'étude des processus sociaux et les interrogations éthiques sur les relations hommes-nature.

¹³⁹ Une communauté est définie comme un ensemble d'espèces présentes sur un espace donné.

Un artisan majeur de l'émergence de cette discipline, Michael Soulé, a tenté d'énoncer les normes qui sous-tendent cette discipline (Soulé, 1985). Si la postérité a surtout retenu l'importance de la diversité biologique, ses propositions initiales sont plus larges. On peut y reconnaître trois normes distinctes : la complexité écologique, la diversité biologique et le potentiel évolutif du vivant.

Ces trois normes peuvent aider à préciser les enjeux propres et complémentaires associés à la préservation de la biodiversité ordinaire, qui diffèrent sensiblement des enjeux associés à la préservation des espèces menacées.

2.1. La complexité écologique

La complexité écologique est multidimensionnelle. Elle désigne la diversité des habitats et la complexité des paysages, témoignant ainsi des processus d'adaptation locale du vivant à l'hétérogénéité physico-chimique de l'environnement. Cette complexité contraste avec la simplification et l'uniformisation des paysages anthropisés. La complexité écologique s'envisage à différents niveaux d'organisation biologique (populations, communautés, paysages...). Elle fait intervenir la notion de réseau écologique, qui se définit par les ramifications des réseaux d'interaction entre espèces et cycles biogéochimiques en un lieu donné (Soulé, 1985).

L'importance de cette complexité pour le maintien d'écosystèmes fonctionnels reste difficile à démontrer, même si on peut considérer cette relation positive comme un postulat de l'écologie scientifique. Sa conceptualisation consiste à tenter de mettre en relation entre la structure simple des éléments et le comportement complexe de l'ensemble. Le fonctionnement et la dynamique de la complexité écologique font ainsi intervenir les notions d'émergence et d'auto-organisation, à travers des processus micro et macro-écologiques, micro et macro-évolutifs. La complexité écologique devrait ainsi déterminer la capacité de réponse et d'adaptation de la biodiversité aux changements globaux.

La complexité écologique dépend pour l'essentiel de la distribution et du fonctionnement de la biodiversité ordinaire, et singulièrement des espèces spécialistes. De par leur rareté, les espèces menacées ont le plus souvent une place marginale dans

les écosystèmes, donc dans la complexité écologique. Une exception notable concerne les espèces clé-de-voûte, celles dont l'importance fonctionnelle est considérable par rapport à leur abondance. Ce pourrait être le cas des grands carnivores, qui, même en faible abondance, ont un effet sur l'ensemble de la chaîne alimentaire. Une illustration de ce rôle clé-de-voûte des grands carnivores est la reconstruction écologique et la restauration de la végétation du parc du Yellowstone à l'aide d'une meute de loups, qui a permis une limitation efficace des populations d'herbivores.

2.2. La diversité biologique

Très généralement, on peut concevoir la diversité biologique comme une fonction de la diversité des individus, populations et espèces qui composent le monde vivant. Elle varie selon l'apparition et la disparition d'individus et d'espèces au cours du processus évolutif. Chaque espèce résulte d'un processus évolutif singulier se déployant sur plusieurs millions d'années. Chacune possède donc une grande originalité écologique et évolutive et chaque disparition constitue une perte significative de diversité biologique. Si de nombreuses populations ordinaires disparaissent, l'impact de ce phénomène sur la diversité biologique est sans doute moins important (Hughes, Daily et Ehrlich, 1997). En effet, les populations ordinaires ne résultent pas d'un processus évolutif original, à l'inverse des espèces menacées. D'autres populations génétiquement proches restent présentes, recélant une majeure partie, voire l'essentiel, de la variabilité génétique des populations ordinaires disparues. Cette diversité intraspécifique n'a donc pas l'importance scientifique et éthique des espèces menacées (fig. 7, ci-dessous). C'est pourquoi les sciences de la conservation, axées sur la préservation de la diversité biologique, se préoccupent en priorité des risques d'extinctions d'espèces.

2.3. Le potentiel évolutif

Toute préoccupation envers la diversité biologique, dans la mesure où celle-ci résulte de processus évolutifs, devrait logiquement conduire à se préoccuper de son potentiel évolutif (Soulé, 1985).

Une propriété majeure des populations est leur capacité à s'adapter aux changements environnementaux, ce qui permet aux espèces de franchir les grandes crises environnementales, comme les changements globaux actuels et à venir. Or, cette capacité est essentiellement fondée sur la diversité intraspécifique ou potentiel évolutif. Ce potentiel évolutif dépend de l'effectif des populations (Robertson, 1960). Ce dernier a pour effet d'augmenter la probabilité d'apparition de nouveautés génétiques, les mutations, les possibilités de nouvelles combinaisons génotypiques par recombinaison, qui facilitent la réponse à la sélection et l'adaptation (Bürger, Krall et Dieckmann, 2004). Par conséquent, le potentiel évolutif des biocénoses et des communautés dépend de populations abondantes et nombreuses, c'est-à-dire celles qui composent la biodiversité ordinaire.

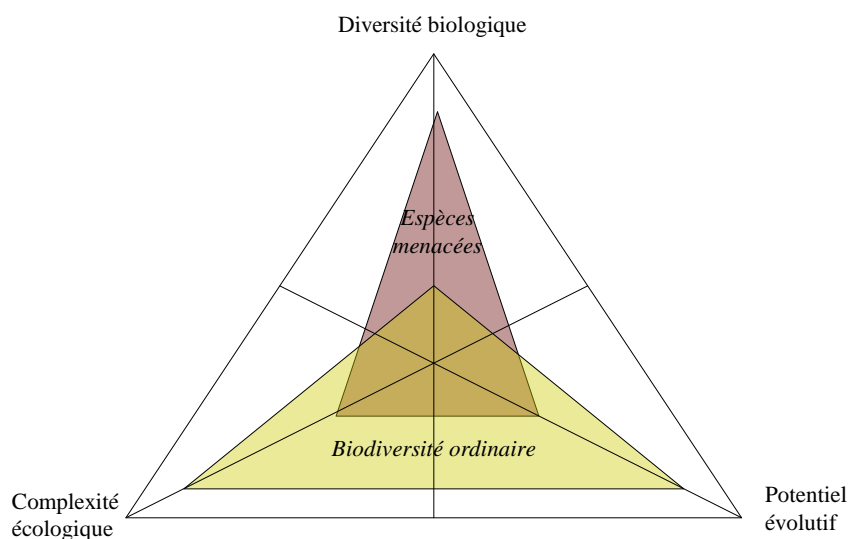
A l'inverse, les espèces menacées représentent une minorité des espèces présentes dans une communauté. Elles ont le plus souvent de faibles effectifs. De par leur rareté, elles recèlent peu de diversité génétique, susceptible de permettre l'apparition de nouvelles adaptations. Elles accumulent moins de mutations bénéfiques, le taux d'accumulation étant proportionnel à l'effectif des populations. A l'inverse, elles accumulent des mutations délétères, ce taux augmentant de manière exponentielle lorsque l'effectif des populations diminue (Whitlock, Bürger et Dieckmann, 2004). Ce processus d'accumulation se déroule aussi au sein des populations partiellement isolées, notamment insulaires, obérant leurs possibilités évolutives (Couvét, 2002). A l'inverse des populations ordinaires, les espèces menacées ont donc un faible potentiel évolutif (fig. 7). Le terme de « sauvetage évolutif » souligne la difficulté à maintenir ces dernières face aux changements globaux.

Rejoignant les préoccupations sociales, on peut affirmer que le devenir des générations futures dépend du maintien des processus générant la diversité biologique, donc de ce

potentiel évolutif. Aussi, Blandin, rejoignant les propositions de Soulé, propose d'instituer ce dernier en norme de conservation (Blandin, 2009).

Ces trois normes sont complémentaires. La diversité biologique est nécessaire au maintien de la complexité écologique. Le maintien de la complexité écologique dépend lui-même du maintien du potentiel évolutif de la biodiversité. Inversement, le potentiel évolutif ne peut donner lieu à des créations évolutives originales que si la complexité écologique et la diversité biologique sont importantes.

Figure 7 : Complémentarité des espèces menacées et de la biodiversité ordinaire quant aux trois critères normatifs des sciences de la conservation, selon un schéma ternaire (Couvet et Vandewelde, 2014).



En conséquence, la préservation des espèces menacées et de la biodiversité ordinaire sont complémentaires si on se réfère aux trois normes de Soulé (figure 7) : la préservation des espèces menacées permet le maintien de la diversité biologique. Celle de la biodiversité ordinaire permet le maintien de la complexité écologique et du potentiel évolutif.

3. Biodiversité ordinaire. Quel compromis pour quel consensus social ?

La prise en compte de la biodiversité ordinaire, dont nous venons de montrer l'importance au regard des normes des sciences de la conservation, suppose une plus grande attention aux dynamiques du vivant de la part de l'ensemble des acteurs sociaux dans la totalité de leurs actions. En effet, pour être efficacement préservée, la biodiversité ordinaire requiert une « écologie de la réconciliation » qui promeuve des activités humaines compatibles avec la préservation des espaces non-protégés qui constituent 90% des surfaces de la biosphère (Rosenzweig, 2003 ; Teyssèdre, Couvet et Weber, 2005).

Pour autant, la nécessité de cette réconciliation entre humanité et biodiversité au cœur des mêmes espaces de vie fait-elle consensus pour tous ? Si, comme nous l'avons dit plus haut, cela semble le cas pour les écologues qui considèrent la préservation de la biodiversité ordinaire comme garante d'une meilleure fonctionnalité des écosystèmes (même si la question de sa mesure fait débat), cela l'est moins pour le reste de la société.

Afin d'imaginer les moyens par lesquels la biodiversité ordinaire pourrait faire consensus au point de contribuer à cette réconciliation entre les hommes et la nature, il semble pertinent d'examiner sur quelles justifications repose le succès actuel (mais aussi la fragilité) de la notion d'espèces menacées et celles sur lesquelles pourraient s'appuyer la notion de biodiversité ordinaire. Nous nous inspirons pour cela des travaux de sociologie pragmatique de Boltanski et Thévenot qui identifient six principaux « ordres de justification », six cadres généraux de représentations axiologiques et normatives mobilisés par les acteurs sociaux pour orienter et légitimer leurs actions (Boltanski et Thévenot, 1991). Chaque ordre se distingue par une manière propre de qualifier les choses et les personnes et de dire ce qu'est le bien commun: ce qui est considéré comme « grand » (ayant une certaine valeur) pour un ordre ne l'est pas dans un autre ordre et sera jugé négativement. Néanmoins, dans les actions quotidiennes des

individus aussi bien que dans la marche des institutions, ces ordres de justification coexistent et donnent lieu à des compromis.

A la suite de plusieurs auteurs, nous montrons brièvement la place qu'occupe l'idée de nature et les arguments écologiques dans chacun des six ordres (Godard, 2004 ; Lafaye et Thevenot, 1993 ; Le Bot et Philip, 2012)¹⁴⁰. Nous montrons ensuite les compromis entre ordres qui sous-tendent l'émergence du consensus relatif à la nécessité de préserver les espèces menacées et ceux potentiellement nécessaires au succès de la biodiversité ordinaire.

3.1. La place de la nature dans les six ordres de justification

Dans l'ordre industriel, la nature a une valeur lorsqu'elle peut être intégrée dans les cycles de production au travers de sa maîtrise par des ingénieurs. La nature considérée ici doit concourir à la « performance » (des systèmes, des organisations). Elle est donc considérée sous ses aspects utiles et fonctionnels et il faut s'attacher à la rendre prévisible grâce au travail des scientifiques. On peut voir cette tendance à l'œuvre dans les processus visant à internaliser les préoccupations écologiques au sein des activités industrielles et d'aménagement, via les procédures et les outils de l'évaluation environnementale (analyse de cycle de vie des objets, analyse du risque, étude d'impacts, etc.). Les questions d'environnement sont assimilées à des contraintes que les projets de développement industriel doivent intégrer. Soulignons ici que le mouvement de l'écologie politique a remis en cause radicalement cette vision de la nature comme simple moyen en vue des finalités humaines, prônant au contraire une vision de la nature qu'il faut protéger pour elle-même (voir plus bas).

Dans l'ordre marchand, la nature est reconnue si elle est source d'échange ou de marchandises, comme c'est le cas pour les ressources naturelles telles le bois ou les produits de la chasse. L'intégration dans le monde marchand peut aussi être indirecte

¹⁴⁰ Ces ordres de justification et la place qu'y occupe la nature sont caractéristiques de l'héritage culturel occidental. D'autres types de relations homme/nature, justifiés par d'autres modes d'identification, existent dans de nombreuses cultures (Descola, 2005).

lorsque la nature en tant que bien collectif, par exemple un site naturel d'intérêt touristique, fait l'objet de transactions.

Dans l'ordre civique, la nature n'est pas présente comme objet de valeur en tant que tel. Elle constitue une entité, comme bien d'autres, sur laquelle les principes civiques d'égalité d'accès et d'usage doivent s'appliquer. Ce sont les associations qui ont poussé le plus loin les exigences démocratique et civique par rapport aux questions de nature, comme les associations de protection de la nature qui remettent en cause la légalité des aménagements ou le manque de concertation autour de projets nuisant à l'environnement (Lascoumes, 1994).

Dans l'ordre de l'opinion, la nature compte si elle est connue et célébrée par les médias, par des personnalités disposant d'une notoriété. Certaines espèces animales jouissent de cette célébrité (les dauphins, les gorilles), certains espaces protégés également (Le Parc de Yellowstone).

Dans l'ordre inspiré, qui promeut des valeurs comme l'inspiration et la création et des caractéristiques comme le merveilleux ou l'émotion, la nature doit être protégée pour elle-même. Pour les tenants de l'ordre inspiré, il est nécessaire de préserver celle-ci de l'action des hommes qui ne recherchent que leurs intérêts économiques en l'altérant ou la détruisant. La nature est ici valorisée pour sa singularité, par le fait qu'elle échappe justement à la mesure, qu'elle transcende les besoins humains et qu'elle mène à un au-delà de l'homme (Godard, 2004).

Enfin, dans le sixième ordre identifié par Boltanski et Thévenot, l'ordre domestique, la nature valorisée est celle qui est familière, disponible à proximité. Les animaux domestiques en constituent un élément important, en opposition à la nature sauvage. Non loin du foyer, la nature du jardin constitue sans doute un intermédiaire. Le recours à la notion de patrimoine a également joué un rôle important en faisant de la transmission de traditions liées à la nature une justification de la préservation de cette

dernière (Lafaye et Thevenot, 1993). La nature est ici vectrice d'identité familiale, territoriale ou politique.

3.2. La préservation des espèces menacées comme compromis entre plusieurs ordres

Depuis plusieurs décennies, un certain consensus s'est forgé autour de la nécessité de préserver les espèces menacées. On peut interpréter ce consensus comme un compromis entre plusieurs types d'arguments caractéristiques de certains ordres de justification décrits ci-dessus. Les espèces menacées sont valorisées dans le monde inspiré du fait justement des causes humaines de ces menaces. Pour l'ordre inspiré, les activités humaines détruisent notamment les grands espaces naturels nécessaires au maintien de ces espèces qui, par leur beauté, permettent la communion entre l'homme et ces espèces. Mais les espèces menacées sont aussi une biodiversité de l'opinion. C'est parce qu'elles sont soutenues par les médias, par des personnalités célèbres et par de grandes associations de conservation que certaines espèces ou certains espaces (la forêt amazonienne) se voient conférer une valeur. Paradoxalement, les espèces menacées, même géographiquement lointaines, mobilisent également le registre de justification du monde domestique lorsque, par leurs caractéristiques anatomiques et comportementales, elles témoignent de leur proximité à la sphère humaine (Pandas, gorilles, dauphins).

L'ordre de justification industriel intervient peu dans le compromis à l'œuvre autour des espèces menacées. Les listes d'espèces rares ou menacées trouvent peu de place dans la planification industrielle. Dans les projets d'aménagement, les espèces menacées sont malgré tout l'objet de controverses, et les procédures de prise en compte sont de plus en plus sophistiquées : l'aigle de Bonelli, le scarabée pique-prune ou le vison d'Europe posent et poseront toujours des problèmes aux tenants de l'ordre industriel, tant du fait des difficultés techniques liées à leur gestion que du rapport disproportionné et peu rationnel entre le coût de leur protection et leur « utilité ».

Bien que le monde civique ait progressivement intégré les thématiques liées à la nature, notamment grâce au travail des associations de protection de l'environnement, les

espèces menacées sont souvent sujettes à controverse au regard des principes de justification de ce monde car elles engendreraient des politiques d'exclusion non conformes à l'impératif démocratique (aires protégées fermées au public et/ou vidées de ses habitants) (Boutrais, 2009). Les espèces menacées sont par ailleurs peu représentées par l'ordre marchand, ou marginalement, par exemple à travers l'écotourisme (mais ce type d'activité a été sévèrement critiqué, suspecté par exemple de conduire au trafic illégal d'espèces protégées, comme cela aurait été constaté dans certains parcs de l'Afrique australe).

Les espèces menacées sont donc le résultat d'un compromis entre trois principaux ordres de justification (inspiré, domestique et de l'opinion) dont on peut penser qu'il est stabilisé en ce qu'il a donné naissance à de nombreuses politiques publiques depuis quarante ans. Néanmoins, on peut constater la fragilité de ce compromis au vu des débats sur les insuffisances de ces politiques de conservation et les propositions visant à compléter la prise en compte du vivant par une attention portée à la biodiversité ordinaire. Le compromis est en effet difficile entre le monde inspiré, défenseur des espèces menacées, et le monde industriel, les valeurs du premier pouvant être considérées comme obscurantistes par les acteurs du second. De même, pour le monde civique, la nature telle qu'on l'envisage dans le monde inspiré relève d'un point de vue élitiste et anti-égalitariste. Ces clivages ont imprégné le monde de la protection de la nature ainsi que les politiques de conservation depuis leur naissance.

3.3. La préservation de la biodiversité ordinaire comme nouveau compromis entre ordres de justification domestique, civique, industriel et marchand

La biodiversité ordinaire, notion plus complexe et plus récente que celle d'espèce menacée, peut également être considérée comme soutenue par plusieurs ordres de justification. C'est d'abord, comme nous l'avons dit plus haut, « la nature qui nous entoure », non pas les espèces domestiquées mais la nature que l'on côtoie au quotidien

dans son environnement et avec laquelle on peut avoir des attachements de proximité (par exemple, les oiseaux et les papillons des parcs et jardins).

La biodiversité ordinaire possède aussi une grande valeur dans le monde industriel, car, au contraire des espèces menacées, elle comporte un nombre important d'espèces et de grandes populations, essentiels dans la fourniture des services écologiques aux humains (par exemple, les oiseaux et chauves-souris communs régulent les populations d'insectes, limitant les ravages aux cultures ou la propagation des maladies). Elle est donc utile à l'homme, surtout lorsqu'elle est productive et fonctionnelle, au sens des écologues. Pour le monde industriel, les fonctions écologiques et les services qui en sont issus doivent être mesurables et si possible comparables entre eux et vis-à-vis d'autres biens et services non-écologiques, au moyen de métriques communes. Ainsi, l'attribution d'une valeur économique à certains éléments de la biodiversité ordinaire permettrait sa prise en compte (son internalisation) dans les méthodes d'évaluation du bien-fondé des projets industriels et des politiques. Néanmoins, la biodiversité ordinaire requiert un travail d'abstraction très important afin d'être intégrée dans la cité industrielle, nécessitant la médiation des scientifiques et experts ; c'est le cas lorsqu'elle est appréhendée à des échelles non-expérimentées dans la vie quotidienne comme l'évaluation de l'état de populations d'espèces communes au niveau régional, national, européen.

La logique du monde marchand trouverait elle aussi une certaine grandeur à la biodiversité ordinaire à condition que celle-ci fasse l'objet de transactions (monétaires ou non) sur des marchés via l'utilisation d'unités de compte autorisant une forme d'échange. Les paiements pour services environnementaux (Wunder, 2007) ou les échanges d'actifs naturels dans les opérations de compensation pour atteintes aux milieux naturels (Robertson et Hayden, 2008) sont des exemples de la manière dont le monde marchand confère de la valeur à la protection de la nature (voir le chapitre 1 de cette partie)

Enfin, le registre de justification du monde civique est mobilisé également pour promouvoir une plus grande attention à la biodiversité ordinaire, lorsqu'elle est perçue comme pouvant jouer un rôle dans l'amélioration des conditions de vie des populations humaines les plus pauvres, du fait notamment de leur plus grande dépendance aux

services issus de cette biodiversité. Ainsi, la réduction de la pauvreté et des inégalités, enjeu civique, passe par la reconnaissance et la valorisation de la biodiversité ordinaire et les services qu'elle rend aux populations (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010).

La biodiversité ordinaire est par contre peu valorisée dans l'ordre inspiré et celui de l'opinion, les populations de lombrics, oiseaux ou chauves-souris communs se prêtant moins facilement à la contemplation ou au traitement médiatique, ce qui peut expliquer sa difficulté à sortir du champ de préoccupation des spécialistes.

Nous avons présenté ici l'hypothèse que la particularité de la biodiversité ordinaire réside dans sa capacité à combiner des justifications d'ordre domestique et industriel, avec, en plus, la possibilité de constituer un argument crédible pour les ordres de justification du marché et du monde civique (Tableau 3). Nous allons examiner cette hypothèse un peu plus en détail au travers de l'exemple de l'évaluation environnementale.

Tableau 3 : Valeurs des espèces menacées et de la biodiversité ordinaire dans les différents ordres de justification (d'après Boltanski et Thévenot, 1991 ; Godard, 2004 ; Lafaye et Thevenot, 1993).

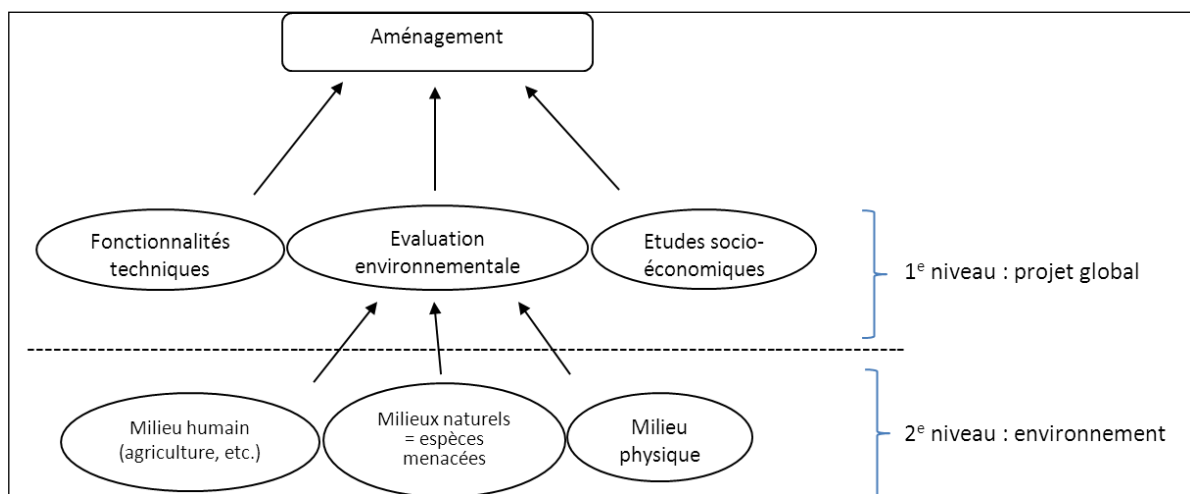
	Ordre inspiré	Ordre domestique	Ordre de l'opinion	Ordre civique	Ordre marchand	Ordre industriel
Espèces menacées	<u>Grande</u> : la beauté des espèces menacées et des espaces qui les abritent	<u>Grande</u> : les espèces patrimoniales ; les espèces qui nous ressemblent (grands mammifères)	<u>Grande</u> : très médiatique	Petite : peu démocratique (nécessite des zones d'exclusion)	Petite : peu difficilement faire l'objet de transactions ou indirectement (écotourisme)	Petite : -espèces protégées peu intégrables dans un aménagement industriel du territoire (même si classifications du statut de conservation en fonction de critères rationnels)
Biodiversité ordinaire	Petite : paysages de la nature ordinaire peu propices à la contemplation	<u>Grande</u> : la nature qui nous entoure	Petite : peu médiatique	<u>Grande</u> : -accessible à tous -outil de justice sociale (services écosystémiques issus de la biodiversité ordinaire pour réduire la pauvreté et les inégalités)	<u>Grande</u> : -Echanges monétaires (paiements pour services environnementaux) -Echanges non-monétaires (mécanismes d'offre/demande d'actifs naturels)	<u>Grande</u> : -fonctionnelle et productive (pour les écologues) - utile : fournit des services aux humains - "internalisable : par ex. via des valeurs économiques dans les évaluations coûts-bénéfices

4. La biodiversité ordinaire dans l'évaluation environnementale des projets d'aménagement

L'évaluation environnementale des projets d'aménagement consiste en une série de procédures de détermination des impacts d'un projet sur les différentes dimensions de l'environnement (voir la partie II de la thèse). On distingue traditionnellement les impacts sur le milieu physique (eau, relief), sur les milieux naturels (faune, flore, espaces naturels) et sur les milieux humains (paysages, agriculture, patrimoine

culturel). La dimension « milieux naturels » est étudiée essentiellement au travers des enjeux des espèces menacées (fig. 8), notamment du fait du cadrage réglementaire qui a jusqu'à présent codifié la prise en compte des milieux naturels au moyen de listes d'espaces et espèces protégés.

Figure 8 : Les compartiments de l'environnement (dont les espèces menacées) dans le cadre de l'évaluation environnementale et du processus d'élaboration d'un projet d'aménagement (source : l'auteur)



Les atteintes aux espèces menacées sont évaluées sur la base des critères de rareté des espèces concernées ainsi qu'en fonction des impacts attendus sur ces espèces. Les effets des projets d'aménagement sur les autres compartiments de l'environnement, comme le milieu agricole (inclus généralement dans le « milieu humain »), sont analysés séparément. Il existe toutefois des exceptions pour l'évaluation de certains impacts « cumulés », comme par exemple les conséquences sur une espèce menacée d'un remembrement agricole induit par un aménagement donné.

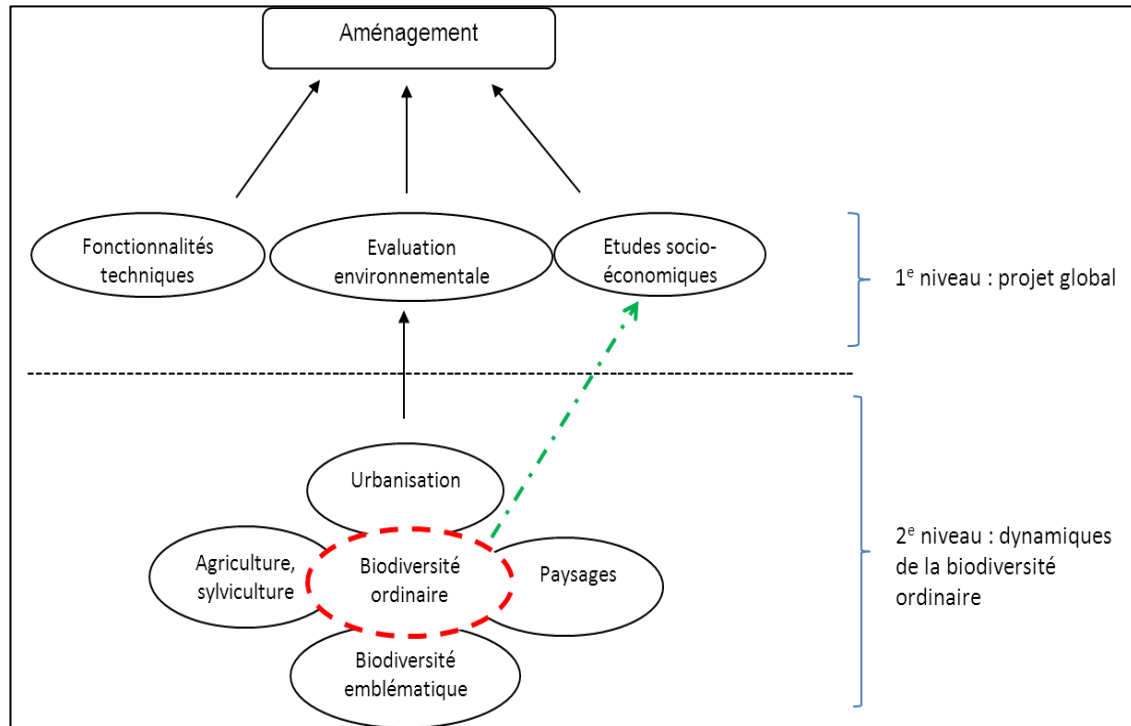
La nécessité de prendre en compte les interactions entre ces trois compartiments de l'environnement dans l'évaluation des projets est pourtant soulignée dans les manuels d'évaluation des impacts ainsi que dans la législation (Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, 2011 ; Glasson, Therivel et Chadwick, 1999). Néanmoins, elle se traduit difficilement dans la pratique, en partie pour des raisons d'ordre technique, mais surtout du fait de la perception des objets à évaluer,

dont la biodiversité, considérée en tant qu'objet patrimonial et réglementé, séparée des autres dimensions et exclue des dynamiques socio-écologiques dans lesquelles elle s'insère.

L'introduction de la notion de biodiversité ordinaire permettrait de rapprocher les enjeux dits « humains » comme l'agriculture ou la gestion des paysages, et l'enjeu de préservation de la biodiversité. Elle permettrait ainsi de replacer les effets du projet dans son contexte socio-écologique. La notion de biodiversité ordinaire permettrait de mettre l'accent sur cette part majeure de la nature qui est aménagée, particulièrement les agroécosystèmes et sylvoécosystèmes, que vient impacter l'aménagement. L'évaluation des impacts d'un projet d'aménagement sur la biodiversité, remarquable comme ordinaire, passerait donc non seulement par l'évaluation des effets induits par le projet d'aménagement en tant que tel (perte nette d'habitat, effet de barrière entre populations, etc.) mais aussi par une l'évaluation plus large des changements de dynamique des territoires concernés (évolution à moyen terme des pratiques agricoles, de la sylviculture et de l'urbanisation ; effets des changements climatiques) (fig. 9).

Ainsi, par exemple, pour un projet d'aménagement s'implantant en plaine agricole, un indicateur d'impact serait l'évolution de l'état de la communauté des oiseaux inféodés à ce milieu. Il s'agirait d'évaluer l'état de ce groupe en regard non seulement des effets directs du projet mais aussi des pressions fortes qui s'exercent sur cette communauté dans le temps et l'espace, tels les changements à l'œuvre dans les pratiques agricoles et les éventuelles pressions liées par exemple à l'urbanisation.

Figure 9. L'approche par la biodiversité ordinaire rend les thématiques de l'environnement plus poreuses en prenant en compte les dynamiques socio-écologiques du territoire. La quantification économique (par le truchement des services écosystémiques) pourrait en plus l'intégrer dans les études socio-économiques de l'aménagement, réalisées en parallèle à l'évaluation environnementale (flèche pointillée).



Par ailleurs, l'évaluation environnementale n'est qu'un des paramètres aidant à la décision en matière de choix d'orientation d'un projet d'aménagement. Les autres sont les fonctionnalités techniques propres au projet (l'utilité qu'on lui prête en tant qu'équipement) et l'évaluation socio-économique destinée à comparer les coûts et les avantages attendus du projet (exprimés en termes monétaires). L'intégration de la dimension biodiversité ordinaire permet d'envisager l'intégration de la biodiversité, au moins indirectement, dans les évaluations socio-économiques au travers de la notion de service écosystémique. Cette dernière notion permet d'attribuer des valeurs économiques à la portion de biodiversité ordinaire qui est utile aux hommes (Fig. 9, flèche pointillée). Récemment, un regain d'intérêt pour la valorisation économique des biens environnementaux, notamment de la biodiversité, a relancé les débats sur le calcul des coûts et bénéfices environnementaux (Chevassus-au-Louis, Salles et Pujol,

2009). En France, en 2012-2013, le Centre d'analyse stratégique a réuni dans un groupe de travail les acteurs de l'évaluation socio-économique, y compris les aménageurs, dans le but d'élargir l'assiette des biens pris en compte dans cette forme d'analyse. Parmi les thèmes, la biodiversité a été l'objet de discussions, mais l'opposition des deux méthodes, analyse socio-économique d'une part et évaluation environnementale d'autre part, est restée forte, ne permettant pas de consensus sur l'intérêt et la pertinence d'intégrer la biodiversité dans l'évaluation socio-économique au travers d'une valeur monétaire, en plus des démarches déjà effectives d'évitement, de réduction et de compensation des impacts¹⁴¹.

Ces utilisations possibles de la biodiversité ordinaire dans le cadre des évaluations environnementale et socio-économique permettent d'envisager une appréciation plus globale et plus intégrée des impacts des aménagements sur les socio-écosystèmes, ceci à une condition non-négligeable cependant. Elles impliquent un niveau de spécialisation et d'abstraction important de la part des auteurs de l'évaluation, ce qui donne aux seuls experts le contrôle de ces méthodes. Le recours à la notion de biodiversité ordinaire est en effet sous-tendu par un ordre de justification de type industriel, pour lequel la biodiversité doit être intégrée à un système technique plus large reposant sur un mode de compréhension et de pilotage rationnel.

Conclusion

La préservation des espèces menacées répond à la norme la mieux établie et la plus reconnue en sciences de la conservation, le maintien de la diversité biologique. La préservation de la biodiversité ordinaire paraît mieux répondre, pour sa part, aux deux autres normes des sciences de la conservation, le maintien de la complexité écologique et du potentiel évolutif.

¹⁴¹ Communication personnelle de Julien Brunel, responsable de l'Unité « économie des politiques de l'entreprise » à la Direction de la Stratégie de RFF et participant à ce groupe de travail en tant que représentant des aménageurs de grandes infrastructures.

La préservation de la biodiversité ordinaire, afin d'être acceptée par les acteurs sociaux comme objet légitime de conservation, doit être inscrite dans différents « ordres de justification ». Nous avons montré que la biodiversité ordinaire ne fait pas appel aux mêmes registres de justification que les espèces menacées. L'un des enjeux futurs autour des représentations de la biodiversité ordinaire sera la capacité à forger un compromis, loin d'être acquis à l'heure actuelle, entre les tenants des différentes Cités. Le changement de vision qu'implique le recours à la notion de biodiversité ordinaire pourrait être une condition nécessaire, bien que non suffisante, pour une meilleure appréciation des impacts des grands projets d'aménagement, la biodiversité devenant alors une entrée pour considérer les effets des aménagements dans le cadre plus large de l'ensemble des effets cumulés et combinés à l'œuvre dans les socio-écosystèmes donnés.

Chapitre III : Les caractéristiques du régime utilitariste de l'évaluation environnementale

La démarche socio-historique utilisée dans la première partie et l'analyse des instruments d'évaluation dans différents projets ferroviaires dans les seconde et troisième parties nous ont permis de distinguer un nouveau régime de l'évaluation environnementale, le régime utilitariste, caractérisé par des logiques qui s'apparentent à des mécanismes de marché et par l'importance de la notion de biodiversité ordinaire. Ce régime se dessine progressivement sans se substituer complètement au régime institutionnalisé.

Il est temps maintenant de déployer plus avant ce résultat de la thèse en tentant de caractériser ce nouveau régime de l'évaluation environnementale au moyen des quatre thèmes analysés dans la première partie de la thèse.

1. Registre de la connaissance : des espèces et espaces menacés à la biodiversité ordinaire

En termes de production de connaissances, le troisième régime d'évaluation environnementale se distingue par une étape supplémentaire dans la prise en compte des interactions entre les processus d'évolution de la biodiversité et les activités humaines. Comme nous l'avons montré au chapitre 2 ci-dessus, la nature ordinaire peut être vue comme un nouvel enjeu de la conservation. Qu'elle soit considérée en ces termes ou en tant que service écosystémique, elle est devenue un concept phare de plusieurs politiques novatrices en matière de conservation. Cette nouvelle manière d'envisager la nature sous-tend l'élaboration des politiques publiques. En France et en Europe, elle est à la base de l'élaboration de la Trame verte et bleue. Celle-ci est

considérée comme un outil d'aménagement du territoire et est définie comme un réseau écologique fait de l'ensemble des « continuités écologiques » reliant les « cœurs » de biodiversité du territoire, permettant une gestion intégrée du territoire qui préserve la biodiversité ordinaire, les fonctions des écosystèmes et les capacités d'adaptation de la nature¹⁴². La notion de trame verte et bleue témoigne des apports de l'écologie du paysage dans les politiques publiques. Cette discipline met en avant le besoin de tenir compte de l'organisation spatiale de la biodiversité, de ses dynamiques à l'échelle des paysages et des processus écologiques qui sous-tendent ces dynamiques (Balmford, Mace et Ginsberg, 1998).

Les acteurs de l'aménagement sont directement concernés par cette nouvelle politique de conservation de la biodiversité, du fait qu'ils doivent « prendre en compte » les schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE), déclinaison régionale de la TVB¹⁴³. Il s'agit de cartographies identifiant les zonages d'inventaire et de protection (les « réservoirs » de biodiversité) et les liens entre ceux-ci établis par des continuités structurelles (couloirs forestiers, ripisylves, haies, etc.) (Vimal et Mathevet, 2011).

La notion de service écosystémique témoigne également du passage de la biodiversité remarquable à la biodiversité ordinaire. Au niveau international, la création de l'IPBES (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*), organisme intergouvernemental créé en 2012, suggère que l'alternative en matière de politique de conservation serait la préservation des services écosystémiques. D'un point de vue naturaliste, biodiversité ordinaire et services écosystémiques constituent deux manières différentes d'aborder des enjeux comparables. Les propositions de représentation naturaliste des services écosystémiques, telle les notions émergentes d'unité productrice de service (*Service production Unit*, SPU) ou de fournisseurs de

¹⁴² Selon le site des ressources pour la mise en œuvre de la TVB.

<http://www.trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/qu-est-ce-que-trame-verte-bleue/un-peu-histoire>

¹⁴³ Selon l'article L 371-2 du Code de l'environnement, « les documents de planification et les projets de l'État, des collectivités territoriales et de leurs groupements prennent en compte les schémas régionaux de cohérence écologique et précisent les mesures permettant d'éviter, de réduire et, le cas échéant, de compenser les atteintes aux continuités écologiques que la mise en œuvre de ces documents de planification, projets ou infrastructures linéaires sont susceptibles d'entraîner. Les projets d'infrastructures linéaires de transport de l'État prennent en compte les schémas régionaux de cohérence écologique ».

services écosystémiques (*Ecosystem services providers*, ESP) en sont des exemples (Luck et al. 2009).

2. Registre de la coopération

2.1. Biodiversité ordinaire et formes de coopération

Avec l'arrivée de la biodiversité ordinaire dans les politiques de conservation et dans l'aménagement du territoire, les formes de coopération entre les acteurs évoluent, et ce dans deux directions apparemment opposées. A la sophistication des études en écologie, passant par le recours croissant à des outils de plus en plus complexes (systèmes d'information géographique, bases de données, logiciels de modélisation) et nécessitant donc des experts pour les piloter, répond la nécessité d'un ancrage territorial pour appréhender et gérer cette biodiversité. En effet, la biodiversité ordinaire et les processus écologiques concernés impliquent une diversité d'acteurs, et ce sur des portions conséquentes de territoires. Vouloir aménager le territoire en fonction de la biodiversité ordinaire implique nécessairement d'engager la discussion avec les acteurs et usagers de la nature de ce territoire. Vouloir laisser tout le pouvoir de décision aux experts et scientifiques reviendrait à reproduire l'erreur du réseau Natura 2000, pour lequel l'identification des sites par les seuls experts naturalistes avait conduit au blocage du processus de mise en œuvre, lequel a pu être levé grâce à une procédure de concertation impliquant les acteurs locaux (Pinton et al. 2007). Cette expérience semble avoir été retenue par l'Etat, qui prône dorénavant une approche pluraliste de la production des connaissances sur les continuités écologiques, en soutenant l'idée qu'il faut associer tous les détenteurs de connaissances sur la nature et le territoire. Dans les faits néanmoins, il semble que ce soit toujours la conception des experts qui domine, au nom de la science et de l'excellence professionnelle et du fait des méthodes de plus en plus complexes de recueil et de traitement de données (Alphandéry, Fortier et Sourdril, 2012 ; Vimal et Mathevet, 2011).

Ces changements d'approche de ce qui fait la biodiversité et donc de ce qui est impacté, peut impliquer des changements profonds dans la nature des relations entre acteurs, y compris en matière d'évaluation environnementale. Alors que le régime institutionnalisé repose sur une coopération renforcée entre l'aménageur, ses bureaux d'études et les acteurs locaux spécifiques que sont les associations naturalistes, le nouveau régime serait caractérisé par des formes inédites de coopération, impliquant notamment les autres usagers locaux du territoire, notamment les agriculteurs et les forestiers. En effet, ce sont ces derniers acteurs qui sont les « faiseurs de paysage », ces paysages au sein desquels s'inscrivent les structures et les fonctions des réseaux écologiques à préserver. Avec l'avènement de la biodiversité ordinaire et des rôles qu'elle remplit dans le fonctionnement des écosystèmes, associée à la montée en importance de l'écologie du paysage qui fait le lien entre structures et fonctions écosystémiques, ce sont les acteurs proches de la vision fonctionnaliste de la nature, qui reviennent au-devant de la scène, au détriment des « compositionnalistes » (voir l'annexe 2). Ces acteurs semblent non seulement en phase avec ce changement de paradigme mais ont également des moyens pour agir. Ainsi, dans le domaine forestier, les propriétaires privés (qui détiennent 80 % de la forêt française), rassemblés au sein des Centres régionaux de la propriété forestière (CRPF) tendent à devenir des interlocuteurs de premier plan des aménageurs, non seulement en matière de législation concernant le défrichement (Code forestier) mais également en matière de gestion des impacts sur la biodiversité. Acteurs au départ fortement opposés aux politiques de conservation, notamment lors de la première phase de désignation des sites Natura 2000, les CRPF ont progressivement intégrés ces préoccupations conservationnistes, mais en les adaptant à leur propre vision de la nature (Pinton et al. 2007)¹⁴⁴.

En reprenant la distinction entre Cités de Boltanski et Thévenot, comme nous l'avons fait dans le chapitre 2 de la partie IV, le succès de la notion de biodiversité ordinaire semble reposer sur la capacité de coopération des acteurs en fonction de motivations diverses, au travers d'une combinaison d'arguments d'ordre civique (via les sciences participatives), d'ordre domestique (nature proche) et industriel (pilotage d'une

¹⁴⁴ Entretien avec le Directeur du CRPF Poitou-Charentes, le 7 novembre 2012.

infrastructure verte fonctionnelle par la participation des producteurs de biens et services écologiques) et du marché (instruments de marché, comptabilité des services écosystémiques).

2.2. Mesures compensatoires et formes de coopération

Dans le nouveau régime, c'est non seulement l'évaluation des impacts, mais aussi sa gestion, notamment au travers des mesures compensatoires, qui a des conséquences sur les formes de coopération. Dans le régime institutionnalisé, les mesures compensatoires sont réalisées dans une logique « artisanale », au cas par cas, en faisant appel aux acteurs locaux, associations naturalistes, conservatoires d'espaces naturels, ou encore chasseurs, agriculteurs ou forestiers. D'un point de vue foncier, les mesures compensatoires sont élaborées en négociant avec chaque propriétaire les parcelles pouvant servir d'équivalent. Les acteurs locaux comme les associations locales, les chambres d'agriculture ou les services de l'Etat décentralisés, peuvent servir d'intermédiaire pour accélérer cette opération fastidieuse de sécurisation du foncier nécessaire. Dans le régime utilitariste, l'aménageur tend à faire appel à un prestataire en mesure de proposer une « offre » de compensations, « clés en main ». Les acteurs susceptibles de se placer sur ce marché de l'offre de compensations semblent être en nombre restreints. En effet, ils doivent être capables de mobiliser des capitaux pour l'acquisition de foncier sur des surface importantes, financer des actions restauration écologique dont les résultats font l'objet de nombreuses incertitudes, et assurer un suivi de long terme de ces actions, souvent de plusieurs dizaines d'années. Cependant, la création d'un marché des mesures compensatoires serait à même de modifier en profondeur les relations de coopération, celles-ci fonctionnant alors sous la forme d'une relation commerciale plus classique entre un aménageur et un prestataire apte à fournir des compensations et guidé par la recherche de clients dans une démarche entrepreneuriale (Robertson, 2004).

3. Registre du risque

Dans le nouveau régime, la construction des politiques d'évaluation environnementale est toujours guidée par la nécessité de maîtriser le risque environnemental « biface », risque de l'aménagement pour la biodiversité, et risque de la biodiversité pour l'aménageur. Néanmoins, ce double risque tend à être mieux géré, du fait de l'évolution des instruments, plus sophistiqués et plus standardisés. Le risque sur la biodiversité est dorénavant évalué quasi-systématiquement au travers des procédures et méthodes d'évaluation des impacts. Ces méthodes se sont complexifiées tout en s'uniformisant (comme celles de choix d'un tracé de moindre impact). Quant aux compensations, elles sont sujettes à incertitudes et, comme nous l'avons vu, provoquent des controverses. De nouveaux instruments sont donc testés, comme la compensation par l'offre, qui est censée permettre d'améliorer l'efficacité écologique de ce dispositif.

En même temps, les instruments « stabilisés » comme l'outil de choix d'un tracé de moindre impact, ont pour effet de réduire également le risque institutionnel que la biodiversité fait peser sur la réalisation des projets d'aménagement. Concernant la compensation, les mécanismes par l'offre tendent, au travers de la recherche d'unités standard ou de métriques communes, à évacuer les incertitudes (au prix de simplifications), permettant de réduire les risques liés aux contestations qui surgissent de situations où les instruments sont encore instables et donc plus poreux à la critique.

4. Registre de la gouvernamentalité

A la différence du régime institutionnalisé, dans lequel les politiques sont renforcées par des initiatives législatives et administratives, la logique de gouvernement qui sous-tend le régime utilitariste est caractéristique d'une situation de forte incertitude. Pour y répondre, les pouvoirs publics ont recours à des expérimentations dans une logique « *bottom up* » où ni les objectifs, ni les moyens disponibles pour mener à bien ces politiques ne sont connus. F. Aggeri souligne que les nouveaux problèmes d'environnement « impliquent d'engager des processus d'innovation et

d'apprentissages collectifs au cours desquels les objectifs et les moyens de l'action seront progressivement définis » (Aggeri, 2005). Dans le champ de l'évaluation environnementale, on retrouve cette dynamique dans le cadre des controverses autour de l'efficacité des mesures compensatoires en matière de maintien de la biodiversité. Bien que les exigences réglementaires en matière de compensations soient devenues une réalité depuis le début des années 2000, les objectifs restent flous et les contradictions ou mauvais ajustements avec d'autres pans de la réglementation sont nombreuses. Dans ce contexte, il est fait recours aux instruments de marché en tant qu'outils flexibles et efficaces, comme c'est le cas pour la gestion d'autres problèmes sociaux et environnementaux. La création d'un système de compensations par l'offre, dans une logique de développement d'un marché d'unités de mesures compensatoires est un exemple de cette gouvernamentalité par l'apprentissage collectif où les objectifs et les moyens sont définis au fur et à mesure de l'expérience accumulée (Chabran et Napoléone, 2013 ; Robertson, 2006).

Tableau 4. Les caractéristiques des trois régimes de l'évaluation environnementale

<i>Thèmes</i>	Régime pionnier	Régime institutionnalisé	Régime utilitariste
<i>Production de connaissances</i>	-cible : espèces menacées/protégées - connaissances limitées - expertise en construction	- innovations méthodologiques (SIG) -rationalisation des connaissances (mais toujours espèces ou espaces menacés/protégés)	-liens forts entre activités humaines et biodiversité - concepts utilitaristes : services écosystémiques, biodiversité ordinaire -outils utilitaristes : instruments « de marché »
<i>Coopération</i>	Logique de l'instruction de dossiers réglementaires	- concertation - développement du rôle des bureaux d'études et des associations	- nouveaux acteurs : acteurs économiques, usagers des territoires
<i>Risque</i>	Aménagement comme risque pour la biodiversité	- aménagement comme risque pour la biodiversité - biodiversité comme risque pour l'aménagement	Outils de réduction du risque sur la biodiversité et du risque institutionnel
<i>Gouvernamentalité</i>	Loi de 1976 : réguler la tension entre aménagement et environnement	- directives UE : objectifs à atteindre (états de conservation, listes d'espèces) - contrôle : Autorité environnementale - concertation	- Logique « bottom-up » : apprentissages et innovations des acteurs (ex. compensations par l'offre) - politiques d'incitation

Conclusion de la thèse

En nous concentrant sur le cas des grands projets ferroviaires, nous avons voulu comprendre ce qui a fait que la biodiversité était sortie des champs des études naturalistes et de l'écologie pour devenir un élément-phare des politiques d'aménagement du territoire.

Pour ce faire, nous avons postulé que cette évolution pouvait être appréhendée au travers de l'étude des méthodes d'évaluation elles-mêmes, considérées comme des coproductions scientifiques et politiques, en nous démarquant de l'idée, communément admise, que cette évolution était le produit de simples progrès techniques dans ces méthodes (modèle technocratique), ou encore la conséquence unique d'une démocratisation de ces méthodes, qui aurait donné la parole à des acteurs naturalistes jusque-là inaudibles (modèle démocratique).

Nous sommes donc partis des instruments pour comprendre cette nouvelle place faite à la biodiversité et avons montré que ces instruments n'étaient pas neutres, qu'ils pouvaient en retour influencer les représentations de la biodiversité.

Dans une première partie, nous avons adopté une approche socio-historique et dégagé des tendances dans l'évolution des méthodes d'évaluation des impacts sur la biodiversité. Nous avons proposé de distinguer deux régimes de l'évaluation environnementale, le « régime pionnier » et le « régime institutionnalisé », distinction basée sur l'analyse des changements dans quatre thèmes : la production de connaissances, les formes de coopération, les types d'appréhension du risque et les formes de gouvernement des rapports entre aménagement et nature. Ces thématiques et les rapports entre eux ont été choisis parce qu'ils nous permettaient de bien montrer les

articulations constantes entre ce qui est généralement considéré distinctement comme de la science et ce qui relève du social ou du politique.

Dans la seconde et la troisième partie, nous avons analysé les procédures et méthodes d'évaluation des impacts de manière plus détaillée, en nous focalisant sur leur construction, leurs usages et leurs effets dans le cadre de différents projets d'aménagement ferroviaires, qui étaient autant de cas d'études. Nous avons mobilisé pour cela la notion d'instrument pour mettre en exergue les choix et les valeurs des acteurs qui sous-tendent les méthodes d'évaluation environnementale. Un premier groupe de cas d'étude concernait la méthode de sélection d'un tracé d'infrastructure de moindre impact pour la biodiversité (Partie II). Un second groupe a considéré les méthodes de compensation des impacts (partie III). Pour ces dernières, nous avons montré en particulier les controverses qu'elles suscitent.

Ces trois premières parties nous ont permis de montrer que la montée en importance de la biodiversité dans l'aménagement était le résultat d'un façonnage progressif d'accords provisoires entre acteurs dans la manière de concevoir et mettre en œuvre les méthodes d'évaluation des impacts, ces accords mêlant des éléments de science écologique, de pratiques administratives liées aux régulations existantes, d'adaptation au contexte et de négociations concrètes dans le but d'une prise de décision, ce que Jasanoff nomme la « science réglementaire ».

Enfin, dans une quatrième partie, plus normative, nous avons envisagé la configuration d'un troisième régime de l'évaluation environnementale, le « régime utilitariste », caractérisé d'une part par des mesures compensatoires s'insérant dans une logique de marché et d'autre part par l'émergence de la notion de biodiversité ordinaire. Nous avons envisagé les répercussions que ces nouvelles représentations auraient sur les façons de faire l'évaluation environnementale des grands projets, et plus largement sur les rapports entre l'aménagement du territoire et la conservation de la biodiversité.

Il nous semble que les pistes d'évolution future envisagées de manière très succincte dans cette dernière partie sont susceptibles de mener à d'éventuelles nouvelles investigations dans au moins deux directions : 1) les conséquences de la montée en importance de la thématique de la biodiversité ordinaire dans l'évaluation future des impacts sur la biodiversité. Va-t-on assister à un véritable changement de paradigme qui se traduira par une évolution sensible des méthodes d'évaluation et dans des changements dans la configuration des acteurs en présence ? 2) En matière de compensations, les velléités de standardisation des procédés, et de mise au point d'un marché d'offre et de demande d'unités de biodiversité aboutiront-elles à des projets d'aménagement moins controversés ? La compensation, par les sujets éthiques qu'elle aborde, est-elle soluble dans des formes d'évaluation environnementale qui ne seraient pas sujettes à caution ?

Nous nous sommes limités à des cas d'études de grands projets ferroviaires, projets très spécifiques de part leur taille, le soutien, le rejet, voire les passions dont ils font l'objet chez les décideurs et le grand public, et l'attention particulière qu'ils reçoivent des autorités administratives. Nous avons notamment souligné dans la thèse la différence de prise en compte de l'environnement dans les centaines de « petits » projets d'une part et dans les grands projets d'autre part. Pour les premiers, à bien des égards le passage du régime pionnier de l'évaluation vers le régime institutionnalisé n'a pas encore eu lieu. Une comparaison entre « petits » projets et « grands » projets aurait été de nature à nuancer le tableau de l'évaluation environnementale que nous avons dressé.

Nous n'avons pas non plus comparé les différents types de compensation appliqués en France ces dernières années. En nous limitant aux compensations pour atteintes au réseau Natura 2000, nous avons fait l'impasse sur les mécanismes de compensations inclus dans la loi sur l'Eau (zones humides et espèces associées) et dans la nouvelle loi sur les espèces protégées. Pour cette dernière, la nouveauté des procédures (2008) nous a conduits à renoncer à en faire l'enquête du fait de l'absence de recul que cela induisait.

Nous avons voulu donner à l'évaluation des impacts des projets la place qu'elle mérite, celle d'élément constitutif des politiques de conservation de la biodiversité. A côté des politiques d'aires protégées et de leurs prolongations en réseaux ou infrastructures écologiques, l'intégration de la biodiversité dans les politiques de développement passe aussi par l'examen critique de chaque projet, possible grâce à la procédure d'évaluation environnementale. Même si dans cette dernière, la biodiversité, avec son poids très relatif, ne permet que très exceptionnellement de remettre en cause les aménagements face aux bénéfices socio-économiques attendus de ceux-ci pour la société, comme l'actualité française nous le montre avec un projet d'aéroport controversé, sa prise en compte par les acteurs de l'aménagement depuis maintenant plusieurs décennies a eu pour conséquences d'inculquer des pratiques, de mettre en œuvre de nouvelles méthodes et de changer les mentalités.

L'étude de l'évaluation environnementale considérée en tant qu'instrument nous a permis d'appréhender les changements dans les représentations scientifiques et sociales de la biodiversité. Nous avons montré que les instruments d'évaluation étaient non seulement vecteurs de ces changements, en traduisant ces représentations pour l'action mais qu'ils pouvaient en retour influencer ces représentations.

Bibliographie

- AGGERI F., 2005, « Les régimes de gouvernementalité dans le domaine de l'environnement », dans Hatchuel, A., Pezet, E., Starkley, K., Lenay, O., *Gouvernement, organisation et gestion: l'héritage de Michel Foucault*, Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada, p. 431-467.
- AGGERI F., HATCHUEL A., 2003, « Ordres socio-économiques et polarisation de la recherche dans l'agriculture: pour une critique des rapports science/société », *Sociologie du travail*, 45, 1, p. 113-133.
- AKRICH M., CALLON M., LATOUR B., 1988, « A quoi tient le succès des innovations? 1: L'art de l'intéressement ; 2: Le choix des porte-parole », *Gérer et comprendre. Annales des mines*, 11 et 12, p. 4-17 et p. 14-29.
- ALPHANDÉRY P., FORTIER A., 2001, « Can a territorial policy be based on science alone? The system for creating the Natura 2000 network in France », *Sociologia Ruralis*, 41, 3, p. 311-328.
- ALPHANDÉRY P., FORTIER A., 2011, « Les associations dans le processus de rationalisation des données naturalistes », *Natures Sciences Sociétés*, 19, 1, p. 22-30.
- ALPHANDÉRY P., FORTIER A., SOURDRIL A., 2012, « Les données entre normalisation et territoire: la construction de la trame verte et bleue », *Développement durable et territoires*. [En ligne], Vol. 3, n° 2 | Juillet 2012, mis en ligne le 12 juillet 2012, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9282>
- ALPHANDÉRY P., PINTON F., 2007, « Des Znieff à Natura 2000, connaissances naturalistes et conservation de la biodiversité. L'exemple icaunois », *revue Bourgogne Nature*, 6, p. 59-75.
- AMELOT X., COUDERCHET L., 2010, « Faut-il brûler les Znieff? », *Cybergeog: European Journal of Geography*, [En ligne], Espace, Société, Territoire, document 498, mis en ligne le 05 mai 2010, consulté le 18 avril 2014. URL : <http://cybergeog.revues.org/23052>
- ANTOINE S., BELLE J., BETOLAUD Y., CHASSANDE P., SAGLIO J.-F., SERVAT J., 1999, « Souvenirs d'acteurs », dans Lascoumes P., *Instituer l'environnement. Vingt-cinq ans d'administration de l'environnement*, L'Harmattan (Logiques Politiques), Paris, p. 63-68.
- AUBERTIN C., 2003, « La socialisation du problème de la biodiversité », dans Lévêque, C., Van der Leeuw, S., Reynier, I., *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*, Elsevier, Paris.
- AUBERTIN C., 2005, *Représenter la nature? : ONG et biodiversité*, IRD Éditions, Montpellier.
- AUTORITE ENVIRONNEMENTALE, 2012, « Rapport annuel 2012 ». Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD).
- BALMFORD A., COWLING R.M., 2006, « Fusion or failure? The future of conservation biology », *Conservation Biology*, 20, 3, p. 692-695.
- BALMFORD A., MACE G.M., GINSBERG J.R., 1998, « The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map », dans Mace, G. M., Balmford, A. et Ginsberg, J. R., *Conservation in a changing world*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 1-28.

- BARBIER R., LARRUE C., 2011, « Démocratie environnementale et territoires : un bilan d'étape », *Participations*, 1, 1, p. 67-104.
- BARKER A., WOOD C., 1999, « An evaluation of EIA system performance in eight EU countries », *Environmental Impact Assessment Review*, 19, 4, p. 387-404.
- BECK U., 1992, *Risk society: towards a new modernity*, Sage, London.
- BERGER P., LUCKMANN T., 1967, *The social construction of reality. A treatise in the sociology of knowledge*, Penguin Books, London.
- BERRY M., 1983, *Une technologie invisible: l'impact des systèmes de gestion sur les comportements humains*, CRG-Ecole polytechnique, Paris.
- BIOTOPE, RFF, 2009, « Contournement ferroviaire de Nîmes et Montpellier: Etude d'incidence du projet en Costière nîmoise (Gard) au regard du Site Natura 2000 ZPS FR9112015 "Costière nîmoise" », Biotope, Mèze.
- BIZET D., DALLARD R., 2004, « Les populations d'outarde canepetière *Tetrax tetrax* en reproduction et en hivernage dans le Gard », *Bulletin Méridionalis*, 5, p. 42-52.
- BLANDIN P., 2005, « Le jeu des transactions », *Courrier de la Planète*, 75, p. 38-41.
- BLANDIN P., 2009, *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*, Editions Quae, Versailles.
- BLATRIX C., 2002, « Devoir débattre. Les effets de l'institutionnalisation de la participation sur les formes de l'action collective », *Politix*, 15, 57, p. 79-102.
- BOHOLM, A.A., CORVELLEC H., 2011, « A relational theory of risk », *Journal of Risk Research*, 14, 2, p. 175-190.
- BOISVERT V., MÉRAL P., FROGER G., 2013, « Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? », *Society & Natural Resources*, 26, 10, p. 1122-1136.
- BOISVERT V., TORDJMAN H., 2012, « Vingt ans de politiques de conservation de la biodiversité: de la marchandisation des ressources génétiques à la finance "verte" », ANR, 2012, Document de Travail - ANR PROPICE ; WP 2012-19, Paris.
- BOJÓRQUEZ-TAPIA L.A., SÁNCHEZ-COLON S., FLOREZ A., 2005, « Building Consensus in Environmental Impact Assessment Through Multicriteria Modeling and Sensitivity Analysis », *Environmental Management*, 36, p. 469-481.
- BOLTANSKI L., CHIAPELLO E., 1999, *Le nouvel esprit du capitalisme*, Gallimard, Paris.
- BOLTANSKI L., THEVENOT L., 1991, *De la justification: les économies de la grandeur*, Gallimard, Paris.
- BONNEUIL C., 2004, « Les transformations des rapports entre sciences et société en France depuis la Seconde Guerre mondiale: un essai de synthèse », *Actes du colloque Sciences, médias et société*, Lyon, ENS-LSH, p. 15-40.
- BONNEUIL C., JOLY P.-B., 2013, *Sciences, techniques et société*, La Découverte, Paris.
- BONNEUIL C., THOMAS F., 2009, « Gènes, pouvoirs et profits. Recherches publiques et régimes de production des savoirs de Mendel aux OGM », Editions Quae, Versailles.
- BORRAZ O., 2008, *Les politiques du risque*, Presses de Science Po, Paris.
- BOUAMRANE M., ANTONA M., BARBAULT R., CORMIER-SALEM M.-C., 2013, *Rendre possible: Jacques Weber, itinéraire d'un économiste passe-frontières*, Editions Quae, Versailles.
- BOUTARIS F., LASCOUMES P., 2008, « L'épidémiologie environnementale entre science et politique. Les enjeux de la pollution atmosphérique en France », *Sciences sociales et santé*, 26, 4, p. 5-38.
- BOUTRAIS J., 2009, « Pastoralisme et aires protégées d'Afrique de l'Ouest en regard de l'Afrique de l'Est », dans Aubertin, C. et Rodary, E., *Aires protégées, espaces durables ?*, IRD Editions, Montpellier, p. 215-246.
- BOYER, R., SAILLARD, Y., 2002, *Théorie de la régulation, l'état des savoirs*, La Découverte, Paris.

- BRL INGENIERIE, SNCF, RFF, 2006, « Observatoire de l'environnement de la LGV Méditerranée. Synthèse 1996-2004 ».
- BROSIUS J.P., 2006, « Common ground between anthropology and conservation biology », *Conservation Biology*, 20, 3, p. 683-685.
- BURDGE R.J., 1991, « A brief history and major trends in the field of impact assessment », *Impact Assessment*, 9, 4, p. 93-104.
- BÜRGER R., KRALL C., DIECKMANN U., 2004, « Quantitative-genetic models and changing environments », dans Ferrière, R., Diekmann, U., et Couvet, D., *Evolutionary conservation biology*, Cambridge University press, Cambridge, p. 171-187.
- BURGIN S., 2008, « BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation », *Biodiversity and Conservation*, 17, p. 807-816.
- BUSCHER B., WOLMER W., 2007, « Introduction: The Politics of Engagement between Biodiversity Conservation and the Social Sciences », *Conservation and Society*, 5, 1, p. 1.
- CALLON M., 1981, « Pour une sociologie des controverses technologiques », *Fundamenta Scientiae*, 2, 3/4, p. 381-399.
- CALLON M., LASCOUMES P., BARTHE Y., 2001, *Agir dans un monde incertain: essai sur la démocratie technique*, Seuil, Paris.
- CARROLL N., FOX J., BAYON R., 2008, *Conservation and biodiversity banking: a guide to setting up and running biodiversity credit trading systems*, Earthscan, London.
- CASTRO-LARRANAGA, M., 2013, *Au nom de la biodiversité : de la construction d'une norme internationale à son application au niveau local*, thèse de doctorat, EHESS.
- CAUCHIE J.-F., CHANTRAINE G., 2006, « Risque (s) et gouvernamentalité. Reconstruction théorique et illustration empirique: les usages du risque dans l'économie du châtiment légal », *Socio-logos. Revue de l'association française de sociologie*, [En ligne], 1 | 2006, mis en ligne le 21 mars 2006, Consulté le 19 avril 2014. URL : <http://socio-logos.revues.org/13>
- CHABRAN F., NAPOLEONE C., 2013, « Les conditions du développement des banques d'actifs naturels en France », *Développement durable et territoires*. [En ligne], Vol. 3, n° 1 | Mai 2012, mis en ligne le 13 juin 2012, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9199>
- CHAMBRE D'AGRICULTURE DU GARD, COGARD, CEN L-R, 2011, *Document d'Objectifs (DOCOB) Natura 2000 ZPS Costières Nîmoises*.
- CHARLIER B., 2000, *La défense de l'environnement: entre espace et territoire. Géographie des conflits environnementaux déclenchés en France depuis 1974*, Thèse de doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau.
- CHARVOLIN F., 1999, « Les circonstances de la naissance du premier ministère de la Protection de la nature et de l'environnement », dans Lascoumes P., *Instituer l'environnement. Vingt-cinq ans d'administration de l'environnement*, L'Harmattan (Logiques Politiques), Paris, p. 49-55.
- CHARVOLIN F., BONNEUIL C., 2007, « Entre écologie et écologisme: la protection de la nature au Muséum dans les années 1950 », *Responsabilité et environnement, Annales des Mines*, 46, p. 46-52.
- CHATEAURAYNAUD F., 2008, « Les figures de l'incertitude dans les controverses publiques autour des risques collectifs », Communication au séminaire RISCO, Université de Toulouse, Toulouse, 28 novembre 2008.
- CHEVASSUS-AU-LOUIS B., SALLES J.M., PUJOL J.L., 2009, « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique », Centre d'analyse stratégique (CAS), Paris.
- CLAEYS-MEKDADE C., 2006, « La participation environnementale à la française : le citoyen, l'État... et le sociologue », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*

- [En ligne], Volume 7 Numéro 3 | décembre 2006, mis en ligne le 15 décembre 2006, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://vertigo.revues.org/8446>
- CLAP F., 2005, « Le juge et les znieff », Rapport pour le CEN-Languedoc-Roussillon et la DIREN Languedoc-Roussillon.
- CNUED (CONFERENCE DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DEVELOPPEMENT, 1992, *Convention sur la diversité biologique*, Rio de Janeiro.
- COLLINS H.M., PINCH T.J., 1979, « The construction of the paranormal: Nothing unscientific is happening », dans Wallis, R., *On the margins of science: The social construction of rejected knowledge*, University de Keele, p. 237-270.
- COLLINS H., EVANS R., 2009, *Rethinking Expertise*, University Of Chicago Press, Chicago.
- COMITE TGV REACTION CITOYENNE, 2008, « Avis sur l'enquête publique ».
- COMMISSARIAT GENERAL DU PLAN, 2002, *La décision publique face aux risques*, La Documentation française, Paris.
- COMMISSION D'ENQUETE LGV SEA 2, 2007, *Rapport de la commission d'enquête. Analyse par thème*, 107 p.
- COMMISSION DE SUIVI DE LA LGV-SEA, 2005, « Annexe 2. Bilan de la concertation des études préliminaires de SEA1 », dans *LGV-SEA Angoulême-Bordeaux, Dossier d'enquête publique*,
- COMMISSION DE SUIVI DE LA LGV-SEA, 2007, « Bilan de la concertation – rapport remis à la CNDP », dans *LGV-SEA Tours-Bordeaux. Dossier d'enquête publique*.
- COMMISSION EUROPEENNE, 2000, *Gérer les sites Natura 2000. Les dispositions de la directive Habitats (92/43/CEE)*, Commission européenne, Luxembourg.
- COMMISSION EUROPEENNE, 2008, *Composite Report on the Conservation Status of Habitat Types and Species as required under Article 17 of the Habitat Directive COM (2009) 358 Final*, Brussels.
- COMMISSION EUROPEENNE, 2011, « Stratégie de la biodiversité pour 2020 », Luxembourg.
- CONSEIL D'ETAT, 2008, « Conseil d'Etat statuant au contentieux sur le requête de la commune d'Ambares-et-Lagrange et autres ».
- CONSEIL GENERAL DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE, 2011, « Rapport annuel 2011 de l'Autorité Environnementale ».
- CORVELLEC H., BOHOLM A.A., 2008, « The risk/no-risk rhetoric of environmental impact assessments (EIA): the case of offshore wind farms in Sweden », *Local Environment*, 13, 7, p. 627-640.
- COUVET D., 2002, « Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations », *Conservation Biology*, 16, 2, p. 369-376.
- COUVET D., VANDEVELDE J.-C., 2014, « Biodiversité ordinaire: des enjeux écologiques au consensus social. », dans Casseta, E. et Delord, J., *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et politiques*, Editions Matériologiques, Paris.
- D4E, 2007a, « Avis dans le cadre de la consultation inter-administrative sur le projet LGV Sud Europe Atlantique - section Tours-Angoulême ».
- D4E, 2007b, « Dossier d'enquête préalable à la DUP LGV SEA tronçon Tours Angoulême ».
- DAILY G.C., 1997, *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC.
- DALY H.E., FARLEY J., 2010, *Ecological economics: principles and applications*, , Island Press, Washington, DC.
- DESCOLA P., 2005, *Par-delà nature et culture*, Gallimard, Paris.
- DESROSIERES A., 2008, *L'argument statistique: Pour une sociologie historique de la quantification*, Presses des Mines, Paris.
- DEVICTOR V., JULLIARD R., CLAVEL J., JIGUET F., LEE A., COUVET D., 2008, « Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes », *Global Ecology and Biogeography*, 17, 2, p. 252-261.

- DIEULEVEUT T., WOLFF A., 2001, « Echanges migratoires entre les populations d'Outarde canepetière du sud de la France », Rapport final LIFE/CEEP/CNRS/LPO/UE/MATE
- DONALD P.F., GREEN R.E., HEATH M.F., 2001, « Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations », *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268, 1462, p. 25-29.
- DUPUY F., 2011, *Lost in management: la vie quotidienne des entreprises au XXI^e siècle*, Seuil, Paris,
- DZIEDZICKI J.-M., 2007, « Quand le débat ne fait plus débat: point de vue d'un maître d'ouvrage », *Recherches*, p. 286-296.
- EEA, 2010a, « Assessing biodiversity in Europe — the 2010 report », EEA, Copenhagen.
- EEA, 2010b, « The European environment – state and outlook 2010 », EEA, Copenhagen.
- EFTEC, IEEP, 2010, « The use of market-based instruments for biodiversity protection –The case of habitat banking – Technical Report », London.
- ENDTER-WADA J., BLAHNA D., KRANNICH R., BRUNSON M., 1998, « A framework for understanding social science contributions to ecosystem management », *Ecological Applications*, 8, 3, p. 891-904.
- EWALD F., 1986, « L'Etat providence », Grasset, Paris.
- FAHRIG L., 2003, « Effects of habitat fragmentation on biodiversity », *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, p. 487-515.
- FARLEY J., 2012, « Ecosystem services: The economics debate », *Ecosystem Services*, 1, 1, p. 40-49.
- FIORINO D.J., 1989, « Environmental risk and democratic process: a critical review », *Colum. J. Envtl. L.*, 14, p. 501.
- FLYVBJERG B., BRUZELIUS N., ROTHENGATTER W., 2003, *Megaprojects and risk: an anatomy of ambition*, Cambridge University Press, Cambridge.
- FNE, PCN, 2009, *Mémoire introductif d'instance. Recours pour excès de pouvoir auprès du Conseil d'Etat*.
- FORMAN R.T., SPERLING D., BISSONETTE J.A., CLEVINGER A.P., CUTSHALL C.D., DALE V.H., FAHRIG L., FRANCE R.L., GOLDMAN C.R., HEANUE K., 2002, *Road ecology: science and solutions*, Island Press, Washington DC.
- FOUCAULT M., 2005, *Dits et écrits II*, Gallimard, Paris.
- FRANCE NATURE ENVIRONNEMENT, RESEAU FERRE DE FRANCE, 2012, « Biodiversité et grands projets ferroviaires. Intégrer les enjeux écologiques dès le stade des études ».
- FRANCHOMME M., BONNIN M., HINNEWINKEL C., 2013, « La biodiversité «aménage-t-elle» les territoires ? Vers une écologisation des territoires », *Développement durable et territoires*. [En ligne], Vol. 4, n° 1 | Avril 2013, mis en ligne le 11 février 2013, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9749>
- FRANCIS R.A., GOODMAN M.K., 2010, « Post-normal science and the art of nature conservation », *Journal for Nature Conservation*, 18, 2, p. 89-105.
- FRESSOZ J.-B., 2012, *L'apocalypse joyeuse: une histoire du risque technologique*, Seuil, Paris.
- FUNTOWICZ S.O., RAVETZ J.R., 1991, « A new scientific methodology for global environmental issues », dans Costanza, R., *Ecological economics: the science and management of sustainability*, Columbia University Press, New York, p. 137-152.
- GASTON K.J., FULLER R.A., 2007, « Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread », *Progress in Physical Geography*, 31, 2, p. 213.
- GASTON K.J., 2011, « Common Ecology », *Bioscience*, 61, 5, p. 354-362.
- GEELS F.W., SCHOT J., 2007, « Typology of sociotechnical transition pathways », *Research policy*, 36, 3, p. 399-417.
- GIBBONS M., LIMOGES C., NOWOTNY H., SCHWARTZMAN S., SCOTT P., TROW M., 1994, *The new production of knowledge: The dynamics of science and research in contemporary societies*, Sage, London.

- GLASSON J., THERIVEL R., CHADWICK A., 1999, *Introduction to environmental impact assessment: principles and procedures, process, practice, and prospects*, Routledge, London.
- GODARD O., 1999, « De l'usage du principe de précaution en univers controversé: entre débats publics et expertise », *Futuribles*, 239-240, p. 37-60.
- GODARD O., 2004, « De la pluralité des ordres - Les problèmes d'environnement et de développement durable à la lumière de la théorie de la justification », *Géographie, économie, société*, 6, 3, p. 303-330.
- GODET L., 2010, « La "nature ordinaire" dans le monde occidental », *Espace géographique*, 39, 4, p. pp. 295-308.
- GÓMEZ-BAGGETHUN E., RUIZ-PÉREZ M., 2011, « Economic valuation and the commodification of ecosystem services », *Progress in Physical Geography*, 35, 5, p. 613-628.
- GRAVIER J.-F., 1947, *Paris et le désert français*, Flammarion, Paris.
- GREMION P., 1976, *Le pouvoir périphérique: bureaucrates et notable dans le système politique français*, Seuil, Paris.
- GUNNINGHAM N., GRABOSKY P., SINCLAIR D., 1998, *Smart regulation: designing environmental policy*, Oxford University Press, Oxford.
- HABERMAS J., 1987, *Théorie de l'agir communicationnel, T. 2. Pour une critique de la raison fonctionnaliste*, Fayard, Paris.
- HACKING I., 1989, « The life of instruments », *Studies in the History and Philosophy of Sciences*, 20.
- HATCHUEL A., 1996, « Coopération et conception collective. Variété et crises des rapports de prescription », dans De Terssac G. et Friedberg, E., *Coopération et conception*, Octares Edition, Toulouse.
- HATCHUEL A., WEIL B., 1992, *L'expert et le système. Gestion des savoirs et métamorphose des acteurs dans l'entreprise industrielle ; suivi de Quatre histoires de systèmes-experts*, Economica, Paris.
- HEY J., 2001, *Genes, Categories, and Species: The Evolutionary and Cognitive Cause of the Species Problem*, 1^{re} édition, Oxford University Press, USA.
- HIGGINS V., DIBDEN J., COCKLIN C., 2012, « Market instruments and the neoliberalisation of land management in rural Australia », *Geoforum*, 43, 3, p. 377-386.
- HOOD C., 1983, *The tools of Government*, The Macmillan Press Ltd, London.
- HOOD C., 1995, « Contemporary public management: a new global paradigm? », *Public policy and administration*, 10, 2, p. 104-117.
- HOOD C., 2007, « Intellectual Obsolescence and Intellectual Makeovers: Reflections on the Tools of Government after Two Decades », *Governance*, 20, 1, p. 127-144.
- HUGHES J.B., DAILY G.C., EHRLICH P.R., 1997, « Population diversity: its extent and extinction », *Science*, 278, 5338, p. 689-692.
- ITTECOP, 2012, *Compte-rendu du séminaire de lancement des projets de recherche opérationnels*, Paris, 2-3 octobre 2012.
- JANY-CATRICE F., MEDA D., 2013, « Les nouvelles mesures des performances économiques et du progrès social. Le risque de l'économicisme », *Revue du MAUSS*, 1, 41, p. 371-397.
- JASANOFF S., 1990, *The fifth branch: Science advisers as policymakers*, Harvard University Press, Harvard.
- JASANOFF S., 2004, *States of Knowledge: The Co-Production of Science and the Social Order*, Routledge, New York.
- JAY S., JONES C., SLINN P., WOOD C., 2007, « Environmental impact assessment: Retrospect and prospect », *Environmental Impact Assessment Review*, 27, 4, p. 287-300.
- JOLIVET C., BRETAGNOLLE V., BIZET D., WOLFF A., 2007, « Statut de l'outarde canepetière Tetrax tetrax en France en 2004 et mesures de conservation », *Ornithos*, 14, 2, p. 80-94.

- JOLY P.B., 2005, « La sociologie de l'expertise scientifique: les recherches françaises au milieu du gué. Risques, crises et incertitudes: pour une analyse critique », *Cahiers du GIS : Risques collectifs et situations de crise*, 3, p. 117-174.
- JULLIARD R., CLAVEL J., DEVICTOR V., JIGUET F., COUVET D., 2006, « Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities », *Ecology letters*, 9, 11, p. 1237-1244.
- KAUFMANN J.-C., 1996, *L'entretien compréhensif*, Nathan Université, Paris.
- KIESECKER J.M., COPELAND H., POCEWICZ A., MCKENNEY B., 2010, « Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, p. 261-266.
- KOTIAHO J.S., KAITALA V., KOMONEN A., PÄIVINEN J., 2005, « Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 6, p. 1963-1967.
- LAFAYE C., THEVENOT L., 1993, « Une justification écologique ? Conflits dans l'aménagement de la nature », *Revue française de sociologie*, 34, 4, p. 495-524.
- LASCOUMES P., 1994, *L'éco-pouvoir: Environnements et politiques*, La découverte, Paris.
- LASCOUMES P., 1995, « Les arbitrages publics des intérêts légitimes en matière d'environnement », *Revue française de science politique*, 45, 3, p. 396-419.
- LASCOUMES P., 2001, « La productivité sociale des controverses », Intervention au séminaire *Penser les sciences, les techniques et l'expertise aujourd'hui*, EHESS, Centre A. Koyré, Paris.
- LASCOUMES P., LE GALES P., 2004, *Gouverner par les instruments*, Presses de Science Po., Paris.
- LAURANS Y., LEMENAGER T., AOUBID S., 2011, « Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en oeuvre, quelles perspectives dans les pays en développement », *A savoir*, 7, AFD, Paris.
- LAVOUX T., FEMENIAS A., 2011, « Compétences et professionnalisation des bureaux d'études au regard de la qualité des études d'impact (évaluations environnementales) », Rapport pour le ministère de l'Ecologie.
- LE BOT J.-M., PHILIP F., 2012, « Les trames vertes urbaines, un nouveau support pour une cité verte ? », *Développement durable et territoires*. [En ligne], Vol. 3, n° 2 | Juillet 2012, mis en ligne le 12 juillet 2012, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9318>
- LE BOURHIS J.-P., 1999, « L'administration de l'environnement entre logiques verticale et transversales. La création des Diren (1988-1992) », dans Lascoumes P., *Instituer l'environnement. Vingt-cinq ans d'administration de l'environnement*, L'Harmattan (Logiques Politiques), Paris, p. 131-149.
- LE BOURHIS J.-P., 2009, « DRE, DRAE, DIREN, DREAL. Eléments pour une histoire de l'administration territoriale de l'Environnement en France », *Pour mémoire. Revue du comité d'histoire du ministère de l'écologie*, 6, p. 9-23.
- LECOMTE J., 2006, *La Nature, singulière ou plurielle? Connaître pour protéger*, Les Dossiers de l'Environnement de INRA, Editions Quae, Versailles.
- LEMIEUX C., 2007, « À quoi sert l'analyse des controverses? », *Mil neuf cent. Revue d'histoire intellectuelle*, 1, p. 191-212.
- LEPART J., MARTY P., 2006, « Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité L'exemple de la France », *Annales de géographie*, 5, 651, p. 485-507.
- LEPERS E., LAMBIN E.F., JANETOS A.C., DEFRIES R., ACHARD F., RAMANKUTTY N., SCHOLES R.J., 2005, « A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981–2000 », *BioScience*, 55, 2, p. 115-124.
- LOLIVE J., 1999, *Les contestations du TGV Méditerranée: Projet, controverse et espace public*, L'Harmattan, Paris.

- LPO, 2007, « Déposition de la LPO France. Enquête d'utilité publique du projet de LGV Sud Europe Atlantique entre Tours et Angoulême ».
- LUCK G.W., HARRINGTON R., HARRISON P.A., KREMEN C., BERRY P.M., BUGTER R., DAWSON T.P., BELLO F. DE, DÍAZ S., FELD C.K., 2009, « Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services », *Bioscience*, 59, 3, p. 223-235.
- MACE G.M., CRAMER W., DÍAZ S., FAITH D.P., LARIGAUDERIE A., PRESTRE P. LE, PALMER M., PERRINGS C., SCHOLLES R.J., WALPOLE M., WALTHER B.A., WATSON J.E., MOONEY H.A., 2010, « Biodiversity targets after 2010 », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2, 1-2, p. 3-8.
- MACKENZIE D.A., MUNIESA F., SIU L., 2007, *Do Economists Make Markets? : On the Performativity of Economics*, Princeton University Press, Princeton.
- MALLARD F., FRANÇOIS D., 2012, « Effectivité juridique des instruments de protection des espaces naturels appliquée aux projets routiers en France », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 12 Numéro 1 | mai 2012, mis en ligne le 25 juin 2012, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://vertigo.revues.org/11924>
- MARIS V., MATHEVET R., BECHET A., 2010, « Figures de style sur la destruction de la biodiversité », *Espaces Naturels*, 29, p. 32.
- LE MASSON P., WEIL B., 2008, « La domestication de l'innovation par les entreprises industrielles: l'invention des bureaux d'études » dans Hatchuel, A., et Weil, B., *Les nouveaux régimes de la conception*, Vuibert, Cerisy, p. 53-69.
- MATAGNE P., 1996, « L'écologie en France au XIXe siècle: résistances et singularités », *Revue d'histoire des sciences*, 49, 1, p. 99-111.
- MATHEVET R., THOMPSON J., DELANOË O., 2010, « La solidarité écologique: un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires », *Natures Sciences Sociétés*, 18, 4, p. 424-433.
- MCCAULEY D.J., 2006, « Selling out on nature », *Nature*, 443, 7107, p. 27.
- MCKENNEY B.A., KIESECKER J.M., 2009, « Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks », *Environmental Management*, 45, 1, p. 165-176.
- MCKINNEY M.L., 2006, « Urbanization as a major cause of biotic homogenization », *Biological conservation*, 127, 3, p. 247-260.
- MEA, 2005, *Ecosystems and human well-being*, Island Press, Washington DC.
- MEDDTL, 2011, « Appel à projet d'opérations expérimentales d'offre de compensation », MEDDTL.
- MEEDDM, 2010, « Analyse de mesures compensatoires aux atteintes au patrimoine naturel. Recueil et analyse de cas », MEEDDM.
- MICHEL J.-M., CHEVASSUS-AU-LOUIS B., 2013, « Rapport de préfiguration d'une Agence française de la biodiversité », Ministère de l'écologie.
- MICHEL P., 2001, « L'étude d'impact sur l'environnement », Objectifs-Cadre réglementaire-Conduite d'évaluation, Ministère de l'Aménagement et de l'Environnement, BCEOM.
- MICOUD A., 2001, « La nébuleuse associative », dans Rochefort, R et Voynet, D., *L'environnement, question sociale. Dix ans de recherche pour le ministère de l'Environnement*, Odile Jacob, Paris, p. 119-129.
- MOISDON J.C., 1997, *Du mode d'existence des outils de gestion*, Editions Seli Arslan, Paris.
- MOONEY H., MACE G., 2009, « Biodiversity policy challenges », *Science*, 325, 5947, p. 1474-1474.
- MORANDEAU D., VILAYSACK D., 2012, « La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger. Etude de parangonnage », 68, Commissariat général au développement durable.
- MOUGENOT C., 2003, *Prendre soin de la nature ordinaire*, Editions Quae, Versailles.
- NORTH D., 1990, *Institutions, institutional change and economic performance*, Cambridge University Press, Cambridge.

- NOSS R.F., DOBSON A.P., BALDWIN R., BEIER P., DAVIS C.R., DELLASALA D.A., FRANCIS J., LOCKE H., NOWAK K., LOPEZ R., REINING C., TROMBULAK S.C., TABOR G., 2012, « Bolder Thinking for Conservation », *Conservation Biology*, 26, 1, p. 1-4.
- PAUGAM S., 2010, *Les 100 mots de la sociologie*, Presses universitaires de France, Paris.
- PCN, 2006, « LGV Tours-Angoulême, avis sur l'avant-projet sommaire. Lettre au préfet de la Région Poitou-Charentes ».
- PCN, 2008a, *Avis sur le rapport, les conclusions et les avis de la commission d'enquête*, Fontaine-le-Comte.
- PCN, 2008b, *LGV-SEA Tours-Angoulême : pour un projet exemplaire*, Fontaine-le-Comte.
- PESTRE D., 2003, « Regimes of Knowledge Production in Society: Towards a More Political and Social Reading », *Minerva*, 41, 3, p. 245-261.
- PESTRE D., 2011, « Des sciences, des techniques et de l'ordre démocratique et participatif », *Participations*, 1, 1, p. 210.
- PESTRE D., 2013, *À contre-science: politiques et savoirs des sociétés contemporaines*, Seuil, Paris.
- PILGRIM J.D., BROWNLIE S., EKSTROM J.M.M., GARDNER T.A., HASE A. VON, KATE K. TEN, SAVY C.E., STEPHENS R.T.T., TEMPLE H.J., TREWEEK J., USSHER G.T., 2013, « Offsetability is highest for common and widespread biodiversity: response to Regnery et al. », *Conservation Letters*, 6, 5, p. 387-388.
- PINTON F., ALPHANDERY P., BILLAUD J.P., DEVERRE C., FORTIER A., GENIAUX G., 2007, « La construction du réseau Natura 2000 en France », La documentation française, Paris.
- PORTER T.M., 1996, *Trust in numbers: the pursuit of objectivity in science and public life*, Princeton University Press, Princeton.
- POWER M., 2004, *The risk management of everything: Rethinking the politics of uncertainty*, Demos, London.
- POWER M., 1997, *The audit society: Rituals of verification*, Oxford University Press, Oxford.
- QUÉTIER F., LAVOREL S., 2011, « Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions », *Biological Conservation*, 144, 12, p. 2991-2999.
- QUÉTIER F., REGNERY B., LEVREL H., 2013, « No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy », *Environmental Science & Policy*, 38, p. 120-131.
- RAFFIN J.-P., RICOU G., 1985, « Le lien entre les scientifiques et les associations de protection de la nature: approche historique », dans Cadoret, A., *Protection de la nature, histoire et idéologie, de la nature à l'environnement*, L'Harmattan, Paris.
- REED M.S., 2008, « Stakeholder participation for environmental management: A literature review », *Biological Conservation*, 141, 10, p. 2417-2431.
- REGNERY B., KERBIRIOU C., JULLIARD R., VANDEVELDE J.-C., LE VIOL I., BURYLO M., COUVET D., 2013, « Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al », *Conservation Letters*, 6, 5, p. 385-386.
- REGNERY B., QUÉTIER F., COZANNET N., GAUCHERAND S., LAROCHE A., BURYLO M., COUVET D., KERBIRIOU C., 2012, « Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? | Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea », *Science, Eaux et territoires*, Article hors-série 12, p. 1-8.
- REVEL M., ALLAIN S., 2007, *Le débat public: une expérience française de démocratie participative*, Cambridge University Press, Cambridge.
- REYERS B., ROUX D.J., COWLING R.M., GINSBURG A.E., NEL J.L., FARRELL P.O., 2010, « Conservation planning as a transdisciplinary process », *Conservation biology*, 24, 4, p. 957-965.
- RFF, 2003, « CNM, Enquête publique. Etude d'impact. Tome 1, résumé non-technique ».
- RFF, 2011, « Quelles actions pour la biodiversité? », Direction régionale du Languedoc-Roussillon.

- RFF, CEN P-C, 2007, « Convention-cadre de partenariat ».
- RFF-LGV SEA1, 2005a, « Etude d'impact, chap. 3, comparaison des variantes et raisons du choix du projet proposé ».
- RFF-LGV SEA1, 2005b, « Bilan de la concertation des études APS », dans *Etude d'impact*, p. 19-28.
- RFF-LGV SEA1, 2005c, « Dossier d'incidences Natura 2000 ».
- RFF-LGV SEA2, 2007a, « Consultation inter administrative. Compte rendu de la réunion de clôture du 19 avril 2007 ».
- RFF-LGV SEA2, 2007b, « Etude d'impact. Pièce C. Analyse générale de l'état initial de l'environnement du projet ».
- RFF-LGV SEA2, 2007c, « Comparaison des variantes et raisons du choix du projet », dans *Etude d'impact. Présentation générale de l'opération. Notice explicative*, p. 195-327.
- RFF-LNPN, 2011, « Etudes techniques et environnementales. Rapport B0: méthodologie de l'étude environnementale. Débat public du projet Paris-Normandie ».
- ROBERTSON A., 1960, « A theory of limits in artificial selection », *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 153, 951, p. 234-249.
- ROBERTSON M., 2009, « The work of wetland credit markets: two cases in entrepreneurial wetland banking », *Wetlands Ecology and Management*, 17, 1, p. 35-51.
- ROBERTSON M., 2011, « Measurement and alienation: making a world of ecosystem services », *Transactions of the Institute of British Geographers*, 37, 3, p. 386-401.
- ROBERTSON M.M., 2004, « The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance », *Geoforum*, 35, 3, p. 361-373.
- ROBERTSON M., HAYDEN N., 2008, « Evaluation of a Market in Wetland Credits: Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago », *Conservation Biology*, 22, 3, p. 636-646.
- ROBERTSON M.M., 2006, « The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services », *Environment and Planning D: Society and Space*, 24, 3, p. 367-387.
- ROSENZWEIG M.L., 2003, *Win-win ecology: how the earth's species can survive in the midst of human enterprise*, Oxford University Press, Oxford, USA.
- ROTHSTEIN H., HUBER M., GASKELL G., 2006, « A theory of risk colonization: The spiralling regulatory logics of societal and institutional risk », *Economy and society*, 35, 1, p. 91-112.
- RUI S., 2004, *La démocratie en débat: les citoyens face à l'action publique*, Armand Colin, Paris.
- SALAMON L.M., 2002, *The tools of government: A guide to the new governance*, Oxford University Press, Oxford, USA.
- SCOTT J.M., RACHLOW J.L., LACKEY R.T., 2008, « The Science-Policy Interface: What Is an Appropriate Role for Professional Societies? », *Bioscience*, 58, 9, p. 865-869.
- SCOTT W.R., 2001, *Institutions and Organizations*, Sage, London.
- SCP ANCEL-COUTURIER-HELLER, 2009, « Mémoire en défense pour RFF, Conseil d'Etat ».
- SECRETARIAT DE LA CDB, 2011, « Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 et les Objectifs d'Aichi », Montréal, Canada.
- SOULÉ M.E., 1985, « What is conservation biology? », *BioScience*, 35, 11, p. 727-734.
- STIRLING A., 2006, « Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis », *Land Use Policy*, 23, 1, p. 95-107.
- STRAUSS A.L., 1992, *La trame de la négociation: sociologie qualitative et interactionnisme*, L'Harmattan, Paris.
- TATENHOVE J.P.M. VAN, LEROY P., 2003, « Environment and participation in a context of political modernisation », *Environmental values*, 12, 2, p. 155-174.
- TEMPLE H.J., COX N.A., 2009, *European red list of amphibians*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- TEYSSÉDRE A., COUVET D., WEBER J., 2005, « Le pari de la réconciliation », dans Barbault, R. et Chevassus-au-Louis, B., *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*, adpf-Ministère des Affaires Etrangères, Paris, p. 180-191.
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: ecological and economic foundations*, Earthscan, Londres.
- THEYS J., 2003, « La Gouvernance, entre innovation et impuissance. Le cas de l'environnement », *Développement durable et territoires*, [En ligne], Dossier 2 | 2002, mis en ligne le 01 novembre 2002, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/1523>
- TOURJANSKY L., GALTIER B., 2006, « La biodiversité dans les projets d'aménagement. Evaluation environnementale et socio-économique », *Responsabilité et environnement*, 44, p. 57-63.
- UICN FRANCE, 2009, *Liste rouge des espèces menacées en France, Contexte, enjeux et démarche d'élaboration*, UICN France et MNHN, Paris.
- VANDEVELDE J.-C., PENONE C., KERBIRIOU C., LE VIOL I., 2012, « Grandes infrastructures de transport et biodiversité: quelle prise en compte? », dans Fleury, C. et Prévot-Julliard A.-C., *L'exigence de la réconciliation: biodiversité et société*, Fayard (le Temps des Sciences), Paris, p. 195-209.
- VANPEENE-BRUHIER S., PISSARD P.-A., KOPF M., 2013, « Prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement : comment améliorer la commande des études environnementales ? », *Développement durable et territoires*. [En ligne], Vol. 4, n° 1 | Avril 2013, mis en ligne le 11 février 2013, consulté le 19 avril 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/9701>
- VATN A., 2009, « An institutional analysis of methods for environmental appraisal », *Ecological Economics*, 68, 8-9, p. 2207-2215.
- VIENNE NATURE, 2007, « LGV Tours-Angoulême, Enquête publique. Déposition Vienne Nature ».
- VIMAL R., MATHEVET R., 2011, « La carte et le territoire : le réseau écologique à l'épreuve de l'assemblée cartographique », *Cybergeo: European Journal of Geography*, [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 572, mis en ligne le 01 décembre 2011, consulté le 18 avril 2014. URL : <http://cybergeo.revues.org/24841>
- WALKER S., BROWER A.L., STEPHENS R., LEE W.G., 2009, « Why bartering biodiversity fails », *Conservation Letters*, 2, 4, p. 149-157.
- WALPOLE M., ALMOND R.E.A., BESANCON C., BUTCHART S.H.M., CAMPBELL-LENDRUM D., CARR G.M., COLLEN B., COLLETTE L., DAVIDSON N.C., DULLOO E., FAZEL A.M., GALLOWAY J.N., GILL M., GOVERSE T., HOCKINGS M., LEAMAN D.J., MORGAN D.H.W., REVENGA C., RICKWOOD C.J., SCHUTYSER F., SIMONS S., STATTERSFIELD A.J., TYRRELL T.D., VIE J.-C., ZIMSKY M., 2009, « Tracking Progress Toward the 2010 Biodiversity Target and Beyond », *Science*, 325, 5947, p. 1503-1504.
- WELCH-DEVINE M., CAMPBELL L.M., 2010, « Sorting out roles and defining divides: social sciences at the World Conservation Congress », *Conservation and Society*, 8, 4, p. 339.
- WHITLOCK M.C., BÜRGER R., DIECKMANN U., 2004, « Fixation of new mutations in small populations », dans Ferrière, R., Diekmann, U., et Couvet, D., *Evolutionary conservation biology*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 155-169.
- WILHERE G.F., MAGUIRE L.A., MICHAEL SCOTT J., RACHLOW J.L., GOBLE D.D., SVANCARA L.K., 2012, « Conflation of Values and Science: Response to Noss et al. », *Conservation Biology*, 26, 5, p. 943-944.
- WOOD C., 2003, *Environmental impact assessment: a comparative review*, Pearson Education, London.
- WUNDER S., 2007, « The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation », *Conservation biology*, 21, 1, p. 48-58.

Annexe 1 : le contrat CIFRE : du sujet de thèse à l'objet d'étude

Le sujet de thèse provisoire, établi suite aux discussions entre la partie académique (IRD et MNHN), l'entreprise (RFF) et moi-même, et validé par l'ANRT via le contrat CIFRE du 8 mars 2010, s'intitulait « Réseaux d'infrastructures et biodiversité : construction des mesures des impacts et des indicateurs ». Le choix des termes a été important, notamment ceux d'« indicateur » et de « mesures » d'une part et de « construction » d'autre part. Les premiers avaient l'avantage de particulièrement satisfaire l'entreprise, pour qui l'élaboration d'indicateurs de biodiversité était considérée comme la prochaine étape (après un travail déjà bien entamé sur le bilan carbone depuis 2008) vers une politique interne de développement durable pilotable via une batterie d'indicateurs nécessaires pour établir des comptes rendus réguliers (*reporting*), notamment dans le cadre du rapport annuel de développement durable de l'entreprise. Tout était néanmoins à faire en matière de biodiversité. Cette thématique, existante essentiellement au sein de la direction des « grands projets » au travers du respect des contraintes réglementaires en la matière (études d'impact, dossiers Natura 2000, etc.) était absente des réflexions de la Direction de la stratégie et de son Unité performance et développement durable. C'est bien dans cette optique que j'ai été engagé en tant que « chargé d'études biodiversité » et que je fus considéré dès le départ comme membre à part entière de l'Unité performance et développement durable.

Le second terme avait pour atout de laisser ouverte la façon dont j'allais aborder ces indicateurs et ces mesures d'impacts. Le terme construction peut en effet être interprété de deux façons. Soit dans le sens d'élaboration, de montage technique d'un outil de mesure. Soit dans le sens sociologique de construction des phénomènes sociaux. De par ma formation en sciences sociales, cette dernière acception a très vite été centrale dans l'évolution de mon questionnement. Cette dimension « constructiviste », c'est-à-dire ici le fait d'interroger la manière dont sont produits socialement les dispositifs d'évaluation des rapports entre activité ferroviaire et biodiversité, a progressivement constitué le cœur de ma démarche, cela étant possible, il faut le souligner, grâce à l'ouverture d'esprit qui règne au sein de la direction de la stratégie de RFF.

L'objet d'étude pouvant convenir à une analyse sociologique de ce type chez RFF était bien sûr le domaine des grands projets et les liens complexes avec la réglementation, domaine autour duquel gravitent toute une série d'acteurs et pour lequel l'entreprise a à son actif une dizaine de projets pour une quinzaine d'années d'expérience. De ce fait, non seulement l'approche générale a rapidement évolué (de l'élaboration technique d'indicateurs pour l'entreprise à l'analyse de la façon dont les évaluations d'impacts

sont socialement construites), mais aussi l'objet concret à partir duquel développer cette approche. En effet, les liens entre biodiversité et réseau ferroviaire, en particulier la dynamique de la biodiversité autour du réseau ferroviaire existant, pour laquelle aucune démarche n'existait chez RFF en 2010, ne permettait pas de constituer un objet d'étude et une théorie, au sens de la méthode compréhensive. Pour partir du terrain, il m'a fallu aller voir là où la biodiversité existait en tant que problématique pour les acteurs, c'est-à-dire dans les grands projets ferroviaires.

Ce double déplacement, d'approche et d'objet, a été réalisé avec l'accord des responsables de l'entreprise et des deux directeurs de thèse. Pour la Direction de la stratégie de RFF, la perspective d'avoir une analyse réflexive de ses propres pratiques d'évaluation des impacts sur la biodiversité a paru très intéressante et nécessaire afin d'anticiper les changements à l'œuvre dans ce secteur d'activité, où se mêlent plusieurs dynamiques qu'il est difficile de séparer : changements incessants de la réglementation et des normes d'évaluation, nouvelles visions de la biodiversité à prendre en compte, dynamiques des acteurs locaux, notamment des services de l'Etat, des associations et des principaux usagers du territoire.

Pour autant, la bienveillance de l'entreprise pour cette évolution de ma recherche ne fut possible qu'en échange d'un investissement de ma part dans plusieurs projets plus appliqués que j'ai élaborés grâce notamment à mon implantation dans le laboratoire CERSP du MNHN, où des recherches en écologie sont menées depuis quelques années sur la thématique des effets des infrastructures linéaires sur la biodiversité (Voir par exemple Le Viol et al. 2012 ; Penone et al. 2012). L'appui de plusieurs chercheurs de ce laboratoire m'a encouragé à me lancer dans deux études pouvant répondre partiellement à certaines interrogations concrètes que RFF soulevait en matière d'impacts sur la biodiversité, notamment en dehors de la problématique « grands projets », c'est-à-dire les effets des infrastructures ferroviaires existantes sur la biodiversité. Par nécessité, mais peut-être autant par attrait personnel pour les pratiques naturalistes et le domaine de l'écologie scientifique, j'ai donc réalisé deux études, l'une très modeste, visant à tester le comportement d'un papillon commun autour d'une voie ferrée en milieu rural, l'autre voulant tester le potentiel d'attrait des linéaires ferroviaires pour le déplacement et l'activité de chasse d'espèces communes de chauves-souris. Ces études ont donné lieu à publications dans des revues anglophones de sciences de la conservation, grâce à l'aide précieuse des co-auteurs (ces deux publications se trouvent en annexe de la thèse). Dans une optique encore plus « opérationnelle », j'ai également mené une troisième étude, consistant à évaluer la possibilité pour les agents évoluant le long des dépendances vertes des voies ferrées, de devenir des observateurs de la biodiversité dans le but de mieux comprendre l'évolution de celle-ci en fonction des pratiques de gestion de la végétation de ces talus ferroviaires (coupes, fauchages). Concrètement, l'enjeu était d'adapter au monde des

agents techniques du ferroviaire l'un des dispositifs de suivi de la biodiversité à destination de publics non-spécialistes élaborés au MNHN dans le cadre du programme Vigie-Nature, en particulier le programme "Protocole papillons gestionnaires" (Propage) conçu d'abord pour les agents des espaces verts urbains. Cette méthode de comptage simplifiée, rapide et faisable par tous moyennant un court apprentissage, permet de connaître la diversité en papillons dans un endroit donné, et de montrer aussi les liens avec la qualité de la végétation dont dépendent ces papillons. Plusieurs équipes de la SNCF responsables de la ligne à grande vitesse Est (Paris-Strasbourg) ont accepté de jouer le jeu, ainsi que plusieurs associations de réinsertion par le travail en contrat avec RFF pour entretenir la petite ceinture ferroviaire parisienne. Cette expérience, dont il y aurait beaucoup à dire, tant du point de vue de l'intérêt qu'elle a suscité que des possibilités qu'elle a permis d'identifier en matière de gestion écologique, n'a néanmoins pas fait l'objet d'un rapport, faute de temps. A un moment, il m'a fallu faire un choix entre aller au bout de cette expérience ou m'investir complètement dans ma recherche sur la construction sociale de l'évaluation des impacts des grands projets ferroviaires. J'ai évidemment privilégié la recherche. Les regrets sont cependant limités car le travail effectué dans le cadre de ce projet a servi de base à un projet de post-doctorat conçu dans la foulée par une collègue de l'équipe CERSP du MNHN et intitulé « Co-construction d'un observatoire de la biodiversité des emprises vertes » financé par la région Ile de France.

Annexe 2 : différentes visions de la nature

Les politiques de conservation sont directement liées aux « politiques de la nature », c'est-à-dire aux choix vis-à-vis de la nature qui sont faits à différents moments de l'histoire, par des décisions politiques « conscientes » ou comme des effets secondaires des activités humaines de subsistance (changements d'occupation du sol, aménagements, etc.). La conservation de la nature dans le contexte actuel, au travers de la notion de biodiversité, constitue une manière parmi d'autres de prendre des décisions en matière de gestion de la nature, cette manière étant jugée (provisoirement) plus efficace et/ou légitime. D'autres conceptions normatives de la conservation auraient pu devenir hégémoniques, comme par exemple la notion d'« intégrité biologique » (Angermeier et Karr, 1994) ou de « santé des écosystèmes » (*ecosystem health*) (Costanza, Norton et Haskell, 1992). D'autres semblent déjà lui succéder ou l'accompagner, telle la notion de service écosystémique (Daily et Matson, 2008). Nous reviendrons plus loin sur cette dernière notion.

Les politiques de conservation ne peuvent s'analyser en profondeur que si on les situe dans une lignée généalogique des représentations de la nature, au moins depuis le 19^e siècle dans les pays occidentaux¹⁴⁵. On peut distinguer cinq visions normatives de la nature ayant orienté les politiques de conservation (Haila, 2012). Ces visions ne peuvent être présentées dans un ordre chronologique strict, certaines d'entre elles se chevauchant, de même qu'elles doivent être envisagées comme complémentaires, les politiques de conservation résultant souvent d'un assemblage de plusieurs d'entre elles. Il s'agit plutôt d'établir ici un aperçu de la diversité des approches ayant sous-tendu les politiques de conservation.

La première vision est inspirée par la sensibilité romantique. La beauté des paysages et l'attrait pour les grands espaces ainsi que le rôle de la nature dans l'élévation spirituelle ont été un des premiers moteurs de la conservation. En France, l'école de Barbizon vient chercher l'inspiration d'une nature intacte dans la forêt de Fontainebleau. En Allemagne et dans les pays scandinaves, la nature immaculée, mêlée au mythe, est un outil de la construction des Etats-nations en émergence au 19^e siècle. En Amérique du Nord, des personnalités comme Ralph Waldo Emerson, Henry David Thoreau et John Muir popularisent dans leurs ouvrages l'importance de la nature vierge pour l'amélioration de l'Homme, Muir étant à l'origine du Sierra Club, fondée en 1892 et encore aujourd'hui l'une des plus importantes organisations non-gouvernementales de conservation de la nature.

¹⁴⁵ Pour une vision des relations homme-nature, plus générale, qui englobe les pays « en développement », et qui dépasse le propos de cette thèse, voir (Descola, 2005).

La vision romantique sera à la base des actions de protection de la nature prises au nom de sa valeur spirituelle et esthétique, appelées « préservationnisme » aux Etats-Unis, et entrera en concurrence avec une seconde vision plus utilitariste nommée « conservationnisme » (ou ressourcisme). Cette vision envisage la nature comme un ensemble de ressources pour l'Homme et la conservation comme un moyen de protéger ces ressources. L'opposition des tenants des deux approches aux Etats-Unis au 19^e siècle, John Muir pour la première contre Gifford Pinchot pour la seconde, est très connue et c'est la seconde qui en sortira vainqueur (Blandin, 2009). La prise de conscience de l'importance d'une bonne gestion des ressources pour assurer leur pérennité est néanmoins plus ancienne, notamment sur le Vieux continent par exemple en France au 17^e siècle avec les prémisses du Code forestier. La conservation « utilitariste » donnera naissance à plusieurs notions techniques et scientifiques, très utilisées aujourd'hui dans la gestion des écosystèmes, comme celle de rendement durable maximum (*Sustainable yield*), issue de la foresterie allemande de la fin du 18^e siècle (Boisvert et Vivien 2010 ; Haila, 2012).

Une troisième « pensée » guidant la protection de la nature émerge comme une sorte de synthèse des deux premières, notamment sous la forme de protestations contre la chasse excessive et les pratiques cruelles envers certains animaux, sauvages ou domestiques. Les prises excessives d'oiseaux en phase de migration, la destruction de populations entières pour certains attributs (fourrures, plumes) ont un effet certain sur l'opinion, en tout cas celle de certains milieux sociaux. Néanmoins, ce mouvement est aussi, et peut-être principalement, lié à la prise de conscience de la part des chasseurs coloniaux, membres de la haute société coloniale européenne, des risques d'extinction de certaines espèces exotiques, prise de conscience qui mènera à la création des premières sociétés de protection de la faune sauvage (par exemple la *Society for the preservation of the wild fauna of the Empire*, en 1903 au Royaume-Uni) et des premiers congrès internationaux de protection de la nature en 1923 et 1931, tous deux tenus en France (Charvolin et Bonneuil, 2007). A la fin du 19^e siècle, l'origine humaine de l'extinction de nombreuses espèces est globalement acceptée et la théorie de Darwin, bien que controversée car mettant en péril la stabilité de l'« ordre naturel » religieux, vient renforcer ce mouvement en abordant explicitement la question de l'extinction, la gravant ainsi en quelque sorte dans le marbre de la conservation (Adams, 2004 ; Delord, 2010)

Enfin, deux autres visions du monde vont émerger avec les progrès de l'écologie scientifique au 20^e siècle. Ces deux visions s'opposent par la place donnée à l'Homme dans la nature (Callicott, Crowder et Mumford, 1999). Ces deux approches sont des extrêmes sur un continuum, beaucoup d'acteurs de la nature ne se retrouvant ni complètement dans l'une ni complètement dans l'autre.

D'une part, le « compositionnalisme » présente la nature au travers des lunettes de l'écologie évolutive, une vision biologique de l'écologie prenant en compte les entités biologiques, des individus d'espèces aux communautés biotiques en passant par les populations. Une particularité des études en écologie évolutive est qu'elles ont historiquement été, pour une bonne part, centrées sur les espèces sauvages dans les grands écosystèmes naturels, à l'abri de l'influence humaine (néanmoins, des études comme celle du mélanisme industriel ou de l'impact des pesticides font partie de l'histoire de l'écologie évolutive). Dès lors, les compositionnalistes ont eu tendance à représenter l'Homme hors de la nature, ou à tout le moins comme constituant un cas à part des autres espèces. Bien que partageant la vision darwinienne de l'espèce humaine comme produit de l'évolution, l'appropriation par *Homo sapiens* d'une culture et l'importance de celle-ci dans son développement en fait, aux yeux des compositionnalistes, une espèce capable de s'adapter bien plus rapidement qu'aucune autre aux conditions environnementales. Ainsi, l'extension spatiale sur une échelle de temps rapide des activités humaines a pour effet d'altérer profondément la composition des communautés et la taille des populations des milieux. Du point de vue compositionnaliste, on peut considérer qu'*Homo sapiens* est une force destructrice extérieure aux milieux touchés, de par le fait que les modifications humaines de la nature ne sont pas naturelles mais culturelles (Callicott, Crowder et Mumford, 1999).

D'autre part, le « fonctionnalisme » désigne, selon Callicott, une approche de la nature reposant sur l'écologie des écosystèmes, approche tournée vers l'étude des processus (et non plus des entités) et des circulations d'énergie. A la suite du géochimiste russe Vernadsky, les écologues des écosystèmes, comme les frères Odum, ont tenté de décrire le fonctionnement des écosystèmes en termes d'échange d'énergie et de cycles fermés bio-physico-chimiques (eau, carbone, nutriments...), le système global étant formé de l'ensemble des systèmes locaux de transformation d'énergie et d'échanges de ces éléments. Les organismes vivants, dans cette perspective, sont vus comme des pièces au travers desquelles s'exercent les processus de transferts, leur identité taxonomique important peu. Dans le modèle fonctionnaliste, la place de l'espèce humaine dans la nature est perçue comme moins invasive, les pressions exercées sur les écosystèmes n'affectant pas toujours les processus écologiques de ces écosystèmes, alors qu'ils peuvent avoir un impact important sur la composition des communautés. La perspective est dès lors moins pessimiste et plus constructive, les travaux de ces scientifiques ayant notamment mis en avant le fait que les sociétés humaines dépendent du système biosphère, un système support de vie (*Life-support system*, Odum 1989).

Ces deux catégories, compositionnalisme et fonctionnalisme, même si elles sont loin d'épuiser la diversité des visions de la nature recevant un certain écho en ce début de XXI^e siècle (par exemple, l'écologie profonde ou l'antisécisme), représentent assez

bien les deux principales manières d'appréhender la nature. Elles sont utiles, en première approche, pour tenter d'appréhender les politiques de conservation et leurs faiblesses. En termes d'objectifs et de moyens pour la conservation, l'héritage des compositionnalistes réside dans la mise en place d'aires protégées pour la préservation de la diversité biologique ou l'intégrité biologique. Quant aux fonctionnalistes, ils s'intéresseront à l'étude des écosystèmes et des paysages dominés par l'Homme et les notions associées sont celles de santé des écosystèmes, de gestion adaptative, de soutenabilité écologique, et plus récemment de services écosystémiques. En particulier, les avancées récentes de l'écologie des perturbations et de l'écologie du paysage ont sensiblement déplacé l'intérêt des scientifiques et des acteurs de la conservation des aires protégées vers le paysage plus large dans lequel ces aires s'insèrent (Pickett et Cadenasso, 1995). L'objet d'étude ou à préserver n'est plus la communauté mais le paysage composite, avec ses multiples usages du sol (Robinson 2006).

Au succès jugé globalement satisfaisant de l'outil aires protégées, qui recouvrent à présent près de 13% de la surface terrestre émergée (Jenkins et Joppa, 2009), est donc venu s'ajouter la nécessité de protéger les espaces hors zones protégées, notamment ceux situés entre ces zones et qui constituent des lors des continuums entre ces zones, démultipliant ainsi les connections entre aires protégées (Boitani et al. 2007).

Par un effet de retour, le déplacement du point de vue du compositionnalisme au fonctionnalisme pousse à envisager les zones semi-naturelles et artificielles comme abritant également une biodiversité digne d'être considérée, certes plus ordinaire, mais pas moins sujette à de fortes pressions et à des phénomènes de dégradation, comme le montrent des études récentes (Gaston 2011 ; Julliard et al. 2006). Cette biodiversité ordinaire constitue le cadre de vie et une référence culturelle pour de nombreux humains, ainsi qu'une base indispensable aux activités économiques en tant que support notamment de l'agriculture et de la pêche. Son état et sa dynamique sont donc de plus en plus jugés comme d'importance cruciale pour nos sociétés. Les réflexions autour des services écologiques (ou écosystémiques) rendus par la nature et le rôle précis des populations et communautés d'espèces dans leur fonctionnement et leur maintien, ont rencontré un écho grandissant, au point que la notion est devenue un complément de celle de biodiversité, cette dernière étant trop éloignée des références de la science économique, et notamment de l'économie écologique, pour être efficacement intégrée dans les schémas dominants du développement (Boisvert et Vivien 2010 ; Chevassus-au-Louis et al. 2009 ; Daily et Matson 2008 ; Fisher et al. 2008). Le recours à la notion de service écosystémique, charnière entre les mondes de l'écologie, de la conservation et du développement, et son succès immédiat traduit une tentative de pallier l'absence d'objectifs partagés entre les tenants de la conservation et ceux du développement.

- ADAMS W.M., 2004, *Against extinction: the story of conservation*, Routledge, London.
- ANGERMEIER P.L., KARR J.R., 1994, « Biological integrity versus biological diversity as policy directives », *BioScience*, 44, 10, p. 690-697.
- BLANDIN P., 2009, *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*, Editions Quae, Versailles.
- BOISVERT V., VIVIEN F.-D., 2010, « Le développement soutenable: deux siècles de controverses économiques », dans Aubertin C. et Vivien F.-D., *Le développement durable. Enjeux politiques, économiques et sociaux*, La Documentation française, Paris, p. 164.
- BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., RONDININI C., 2007, « Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation », *Conservation Biology*, 21, 6, p. 1414-1422.
- CALLICOTT J.B., CROWDER L.B., MUMFORD K., 1999, « Current Normative Concepts in Conservation », *Conservation Biology*, 13, 1, p. 22-35.
- CHARVOLIN F., BONNEUIL C., 2007, « Entre écologie et écologisme: la protection de la nature au Muséum dans les années 1950 », *Responsabilité et environnement, Annales des Mines*, 46, p. 46-52.
- COSTANZA R., NORTON B.G., HASKELL B.D., 1992, *Ecosystem health: new goals for environmental management*, Island Press, Washington, DC.
- DAILY G.C., MATSON P.A., 2008, « Ecosystem services: From theory to implementation », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 28, p. 9455-9456.
- DELORD J., 2010, *L'extinction d'espèce: histoire d'un concept et enjeux éthiques*, Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- DESCOLA P., 2005, *Par-delà nature et culture*, Gallimard, Paris.
- FISHER B., TURNER K., ZYLSTRA M., BROUWER R., GROOT R., FARBER S., FERRARO P., GREEN R., HADLEY D., HARLOW J., OTHERS, 2008, « Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research », *Ecological Applications*, 18, 8, p. 2050-2067.
- GASTON K.J., 2011, « Common Ecology », *Bioscience*, 61, 5, p. 354-362.
- HAILA Y., 2012, « Genealogy of nature conservation: a political perspective », *Nature Conservation*, 1, 1, p. 27-52.
- JENKINS C.N., JOPPA L., 2009, « Expansion of the global terrestrial protected area system », *Biological Conservation*, 142, 10, p. 2166-2174.
- LE VIOL I., CHIRON F., JULLIARD R., KERBIRIOU C., 2012, « More amphibians than expected in highway stormwater ponds », *Ecological Engineering*, 47, p. 146-154.
- ODUM E.P., 1989, *Ecology and our endangered life-support systems*, Sinauer Associates.
- PENONE C., MACHON N., JULLIARD R., LE VIOL I., 2012, « Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? », *Biological Conservation*, 148, 1, p. 126-133.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L., 1995, « Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems », *Science*, 269, 5222, p. 331-334.

Annexe 3 : liste des personnes interrogées

Fonction	Institution	Type d'institution	Projet lié	Date d'entretien	Mode d'entretien
Ancien Chef de l'Atelier central	Ministère de l'écologie	Service de l'Etat	tous	13/04/2010	En personne
Responsable environnement	RFF	Aménageur	tous	23/09/2010	En personne
Directeur	Biotope	Bureau d'étude	CNM	11/04/2011	En personne
Responsable environnement	RFF	Aménageur	CNM	12/04/2011	En personne
Chargé de mission Natura 2000	Chambre d'agriculture du Gard	Organisme consulaire	CNM	12/04/2011	En personne
Directeur	COGard	Association naturaliste	CNM	13/04/2011	En personne
Responsable environnement	RFF	Aménageur	CNM et LNMP	13/04/2011	En personne
Responsable du dossier outardes au service « eau et biodiversité »	DREAL Languedoc-Roussillon	Service de l'Etat	CNM et SEA	14/04/2011	En personne
Responsable de l'évaluation environnementale	DREAL Languedoc-Roussillon	Service de l'Etat	CNM et LNMP	25/05/2011	En personne
Directeur	CEN L-R	Association naturaliste	CNM	27/05/2011	En personne
Chargé de mission Natura 2000	DDTM Gard	Service de l'Etat	CNM	27/05/2011	En personne
chargée de mission	Ministère de l'écologie	Service de l'Etat	tous	19/09/2011	En personne
Président	Autorité environnementale	Service de l'Etat	tous	27/01/2012	En personne
Directeur	Les Ecologistes de l'Euzière	Association naturaliste	CNM	01/02/2012	téléphonique
Responsable environnement	RFF	Aménageur	SEA, LNPN, POCL	22/02/2012	En personne
Président	Poitou Charente Nature	Association naturaliste	SEA	18/06/2012	En personne
chargé de mission mesures compensatoires	Poitou Charente Nature	Association naturaliste	SEA	18/06/2012	En personne

Ex-vice président Vienne Nature ; responsable dossier LGV SEA chez PCN	Vienne Nature ; Poitou Charente Nature	Association naturaliste	SEA	18/06/2012	En personne
Responsable environnement	LGV-SEA	Aménageur	SEA	19/06/2012	En personne
Directeur-adjoint	LGV-SEA	Aménageur	SEA	19/06/2012	En personne
Directeur	CEN P-C	Association naturaliste	SEA	20/06/2012	En personne
chargé de mission	Chambre d'agriculture de Charente	organisme consulaire	SEA	20/06/2012	En personne
chef de la division Nature, sites, paysages	DREAL P-C	Service de l'Etat	SEA	20/06/2012	En personne
Président	Groupe ornithologique des Deux Sèvres	Association naturaliste	SEA	21/06/2012	En personne
Chargé de mission grands projets d'infrastructure	CGDD	Service de l'Etat	tous	11/07/2012	En personne
Directeur	Ecosphère	Bureau d'étude	SEA	10/10/2012	En personne
Chef de projets grandes infrastructures	Ecosphère	Bureau d'étude	SEA	10/10/2012	En personne
Directeur	CRPF Poitou- Charentes	Etablissement public	SEA	07/11/2012	téléphonique
Responsable défrichement et compensations forestiers	DDTM Charente	Service de l'Etat	SEA	16/11/2012	téléphonique
Ancien président	Charente Nature	Association naturaliste	SEA	29/11/2012	téléphonique
Ex-président	Charente Nature	Association naturaliste	SEA	07/12/2012	téléphonique
Ex-président	Charente Nature	Association naturaliste	SEA	10/12/2012	téléphonique
Chargé de mission Espèces protégées	DREAL P-C	Service de l'Etat	SEA	24/01/2013	téléphonique
Directeur	SEPANSO	Association naturaliste	SEA	16/01/2013	téléphonique

Annexe 4 : les publications en sciences de la conservation

J Insect Conserv
DOI 10.1007/s10841-012-9513-0

SHORT COMMUNICATION

High-speed railways are not barriers to *Pyronia tithonus* butterfly movements

Jean-Christophe Vandevelde · Caterina Penone ·
Romain Julliard

Received: 1 March 2012 / Accepted: 12 July 2012
© Springer Science+Business Media B.V. 2012

Abstract Linear infrastructures such as railways and roads can be barriers to the movements of individuals and, hence, may have strong impacts on populations. We tested the barrier effect of a high-speed railway for *Pyronia tithonus*, a butterfly species showing homing behaviour when displaced. We captured, marked and displaced 152 individuals in two different locations. One-third of the butterflies were released at a capture plot, one-third on the other side of the railway (in a similar habitat) and one-third on the same side but 100 m away from the capture plot. We obtained recapture rates of 40 and 23 % per location. Many (31 %) butterflies crossed the railway, showing homing behaviour. Thus, contrary to wide, busy roads, high-speed railways do not seem to be barriers for these butterflies. We suggest that in an intensive agrarian landscape, railway verges can play a substitution habitat role for grassland butterflies.

Keywords Lepidoptera · Dispersal · Mark-recapture · Homing behaviour · Grassland

Introduction

Over the last decades, it has become largely accepted that the spatial configuration of habitat patches and resources plays a crucial role in biodiversity conservation (Hanski 1999; Shreeve and Dennis 2011).

The development of linear infrastructures such as railways and roads can lead to habitat fragmentation and potentially have strong impacts on animal populations, as

they can be barriers to individual movement causing population isolation (Forman and Alexander 1998; Thomas et al. 2002; Farhig and Rytwinski 2009). In fragmented landscapes, connectivity between different habitat patches thus becomes a key issue for metapopulation survival (Haddad 2000).

A number of studies that examined the effects of landscape structures on butterflies accounted for this barrier effect (Valtonen and Saarinen 2005; see review by Dover and Settele 2009). Nonetheless, these studies tend to focus on 'natural' landscape elements such as tree belts, natural physical features, vegetation structure and patch edges. Far fewer studies have been conducted on how man-made structures such as roads and railways may affect butterfly movement.

Here, we report on movement behaviour of the Gatekeeper butterfly (*Pyronia tithonus*) across a high-speed railroad in a rural landscape of the Paris-Ile de France Region. We test the hypothesis that *P. tithonus* individuals, if captured on the railway verge on one side of the railway and translocated to the other side in a similar habitat, will be restricted in returning towards their original site because of the alleged barrier effect of the railroad. This hypothesis is based on empirical evidence that *P. tithonus* shows homing behaviour when displaced: when given a choice between a familiar and an unfamiliar habitat, these butterflies prefer to return to their familiar habitat (Conradt et al. 2001).

Materials and methods

Study species

The Gatekeeper, or Hedge Brown butterfly (*Pyronia tithonus*), is a European Satyrinae (Nymphalidae) occurring in

J.-C. Vandevelde (✉) · C. Penone · R. Julliard
UMR 7204 (CERSP), Muséum National d'Histoire Naturelle
CP51, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France
e-mail: vandevelde@mnhn.fr

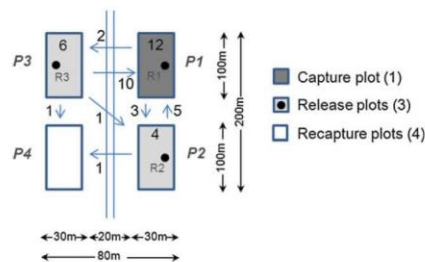


Fig. 1 Design of a study location and results of the mark and recapture for both locations. Butterflies were marked within a capture plot (P1) and released in three groups (R1, R2, R3). Four plots (P1, P2, P3, P4) were surveyed for marked butterflies. Each number corresponds to the total butterflies recaptured in the two locations

several grassland habitats usually in association with scrub or hedges. Mean life-span of adults ranges from 3.5 to 8 days (Brakefield 1987). *P. tithonus* is univoltine and protandrous, and uses several grasses as host plants (Merckx and Van Dyck 2002).

Study locations

The study was conducted in July and August 2010 on two locations of a high-speed line situated in a predominantly rural area adjacent to Paris. The two locations were separated by 6 km (48° 42' 28.918"; 2° 44' 58.397" and 48° 39' 7.977"; 2° 44' 2.385") and were similar in terms of vegetation of the verge, aspect of the railway (height and width of railway dam) and neighbouring landscape. Each location consisted of a segment of railway line of 200 m in length and 80 m in width divided in four plots (P1, P2, P3 and P4) of 100 × 30 m (Fig. 1). The distances were chosen based on the species' habitat recognition ability, which is suggested to be about 100–150 m (Conradt et al. 2001). We focused on populations of *P. tithonus* located on the 30 m-wide grassy verges along the line. The two verges were separated by the 20 m-wide-tracks, i.e. the hypothetical barrier made of ballast, concrete sleepers and rails. The verges were composed of herbaceous species and shrubs. The frequency of rail trains was around 20 per hour (10 in each direction) and the speed was approximately 270 km/h.

Mark and recapture of butterflies

At the first location, butterflies were caught on 27 July 2010, within the capture plot (P1), and marked individually using a thin-point permanent pen on the underside of the left wing. Captured butterflies ($n = 90$) were divided into three groups and transported in cardboard boxes with holes

to let air through. The three groups were released simultaneously: (1) in the capture plot (R1, as control group), $n_1 = 28$, (2) 100 m further away on the same side of the tracks (R2), $n_2 = 30$ and (3) 80 m further away on the other side of the tracks (R3), $n_3 = 29$. The fourth 100 m plot (P4) received no butterflies.

The area was surveyed 24 h later for marked butterflies, by means of four longitudinal 100 m transects along the length of each of the four 100 × 30 m plots: P1 (the capture plot), P2, P3 and P4. According to Conradt et al. (2000), 24 h is sufficient time for *Maniola jurtina*, a similar and often co-occurring satyrine butterfly, to home. We assumed that this was also the case for *P. tithonus*.

The experiment on the second location was conducted on 5 and 6 August, following the same design but with fewer caught butterflies ($n = 62$ and 3 groups $n_1 = 21$, $n_2 = 20$, $n_3 = 21$). Meteorological conditions were very similar for the two survey dates: no wind, no rain and temperatures higher than 18 °C. Captures and releases were conducted at the same time of the day (between 2 p.m. and 5 p.m.) for the two locations.

Data analysis

The probability of capturing at plot j an individual released at plot i depends on the capture probability at plot j multiplied by the probability of transition between plot i and plot j multiplied by the survival probability between the release and recapture sessions. Although sophisticated multi-state mark-recapture estimation methods allow the separation of these different probabilities, our design (single session of recapture) and the small sample size prevent us from using these methods. Instead, we used a logistic regression to compare recapture rates from each release plot (2 locations × 3 plots; recapture rate ~ location*plot). We then used Fisher's exact test for contingency table to evaluate homing behaviour. We assumed that survival within each location is independent of the release plot and that the probability of capturing a marked individual present at one of the 4 plots is equal across plots within a given location.

Results and discussion

The recapture rate was higher at the second location (40 %; 25 out of 62) than at the first one (23 %; 20 out of 87) (logistic regression: $\chi^2_1 = 5.12$, $P = 0.02$). There were no obvious differences in recapture rates among release plots (logistic regression: $\chi^2_2 = 3.83$, $P = 0.15$). There was no interaction between locations and the release plot (logistic regression: $\chi^2_2 = 3.99$, $P = 0.14$). We thus pooled data from the two locations in the following.

There was quite good evidence for homing behaviour: among recaptured individuals, 12 stayed and 5 moved when released at the capture plot, while 10 stayed and 18 moved when released at the other plots (Fisher exact test: $P = 0.03$). Furthermore, among these 18 individuals, 15 returned to their former capture plot, while only 3 were recaptured elsewhere, yet without homing behaviour the design would predict an equal number of individuals returning to the capture plot and going to other plots (binomial exact test $P = 0.007$).

Many butterflies (31 %) did cross the railways. There were even a slightly greater number of exchanges between the two release plots across the railway (12) than between the two release plots along the railway (8); the opposite of what we would expect if railways acted as a barrier to butterfly movements.

Even if based on a small sample, our results tend to show that contrary to wide busy roads (Munguira and Thomas 1992), high-speed railways, which are narrower and have infrequent traffic, are not barriers to Gatekeeper movement. These results also suggest that in a predominantly agricultural-intensive context, railways with large grassy verges could be substitution habitats for grassland butterflies, with no effect of the 20-m-wide-ballast-tracks. Furthermore, it suggests that passing trains do not have an impact on *P. tithonus* movements. However, the mortality risk from train traffic still has to be properly assessed, as well as the possible effects of the railway structure (tracks on cuttings vs those on embankments; wide vs narrow verges) on movements of individuals.

Our analysis provides some preliminary results to indicate that the effects of high-speed railways may not be large and demonstrates the need to conduct additional investigations in order to further ascertain these results.

These findings also suggest that *P. tithonus* and probably some other butterflies with similar life-history traits, in particular movement abilities traits, could disperse from patch to patch in highly fragmented areas, like intensive-agricultural landscapes. Indeed, it is likely that a high fragmentation degree may have selected for higher movement rates within this species like it did for *P. aegeria* (See Merckx et al. 2003).

Our findings are also an element for a more complete impact assessment of high-speed railways on ecosystems and landscapes, in a particular political context in which

these infrastructures are promoted throughout the world in an attempt to mitigate the negative effects of greenhouse gases due to vehicles and airplane use for short and medium distance travel.

Acknowledgments We are grateful to Capucine Bonnard, Sophie Jalabert and Anne-Lise Boyer for their help in the field, and Réseau ferré de France for access to the railways and financial support.

References

- Brakefield PM (1987) Geographical variability in, and temperature effects on, the phenology of *Maniola jurtina* and *Pyronia tithonus* (Lepidoptera, Satyridae) in England and Wales. *Ecol Entomol* 12:139–148
- Conradt L, Bodsworth EJ, Roper TJ, Thomas CD (2000) Non-random dispersal in the butterfly *Maniola jurtina*: implications for metapopulation models. *Proc R Soc Lond B Biol* 267:1505–1510
- Conradt L, Roper TJ, Thomas CD (2001) Dispersal behaviour of individuals in metapopulations of two British butterflies. *Oikos* 95:416–424
- Dover J, Settele J (2009) The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *J Insect Conserv* 13:3–27
- Farhig L, Rytwinski T (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol Soc* 14(1):21
- Forman R, Alexander L (1998) Roads and their major ecological effects. *Annu Rev Ecol Syst* 29:207–231
- Haddad NM (2000) Corridor length and patch colonisation by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conserv Biol* 14:738–745
- Hanski I (1999) Metapopulation ecology. Oxford University Press, USA
- Merckx T, Van Dyck H (2002) Interrelations among habitat use, behavior, and flight-related morphology in two cooccurring satyrine butterflies, *Maniola jurtina* and *Pyronia tithonus*. *J Insect Behav* 15:541–561
- Merckx T, Van Dyck H, Karlsson B, Leimar O (2003) The evolution of movements and behaviour at boundaries in different landscapes: a common arena experiment with butterflies. *Proc R Soc Lond B* 270:1815–1821
- Munguira ML, Thomas JA (1992) Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J Appl Ecol* 29:316–329
- Shreeve T, Dennis R (2011) Landscape scale conservation: resources, behaviour, the matrix and opportunities. *J Insect Conserv* 15:179–188
- Thomas JA, Snazell RG, Ward LK (2002) Are roads harmful or potentially beneficial to butterflies and other insects. In: Sherwood B, Cutler D, Burton J (eds) *Wildlife and roads, the ecological impact*. Imperial College Press, London, pp 203–222
- Valtonen A, Saarinen K (2005) A highway intersection as an alternative habitat for a meadow butterfly. *Ann Zool Fenn* 42:545–556



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng

Activity of European common bats along railway verges

Jean-Christophe Vandevelde^{a,b,*}, Alice Bouhours^c, Jean-François Julien^a, Denis Couvet^a, Christian Kerbiriou^a^a UMR-7204 (MNHN-CNRS-UPMC), Centre d'Ecologie et de Sciences de la Conservation (CESCO), 55 Rue Buffon, 75005 Paris, France^b UMR-GRED (IRD-UPV Montpellier 3), BP 64501, 34394 Montpellier, France^c Gaïadomo, 12 rue Guillaume Puy, 84000 Avignon, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 30 April 2013

Received in revised form

19 November 2013

Accepted 20 December 2013

Keywords:

Railway verges

Bats

Foraging/commuting activity

Linear infrastructure

Railway verges management

ABSTRACT

Linear infrastructures such as railways and roads are known to have major negative impacts on species and ecosystem dynamics, modifying landscape structure through artificialization, habitat changes, alteration and fragmentation. Nonetheless, infrastructure verges have also been shown to provide refuges or corridors to a large number of taxa.

Here we examine the potential use by bats of railway verges crossing woodland patches within an agricultural matrix as foraging/commuting habitats. We tested whether (i) at a large scale (national level), railways lines were globally an appreciated foraging/commuting habitat for common bats species, and (ii) at a local scale (landscape level), woodland-railway edges have an effect on bat activity compared to other habitat types like woodland-field edges, woodland habitats and field habitats. At local scale, we also looked for a pre-eminent influence of landscape composition on bat activity over habitat types.

Our results show that the presence of railway verges does not influence significantly the foraging/commuting activity of common bats, except for specialist species like the ones from the *Myotis* group, for which the effect is negative. In several cases (for *Pipistrellus pipistrellus* and *Nyctalus leisleri* at large scale and for *Nyctalus* ssp. at local scale), railway verges even seem to be a significant habitat in an intensive agricultural landscape where semi-natural elements, in particular linear structures like hedgerows, tend to disappear.

In a context of rapid biodiversity decline, our results suggest that railway verges should be considered by managers and engineers not only as a side aspect of the railroad, but also as elements having a potential role in maintaining common biodiversity, especially in human-dominated landscapes such as agricultural systems. In order to contribute to the maintenance of biodiversity, the management of these verges is crucial and some simple rules are considered. Nevertheless, we stress that further studies are needed to better assess the roles, both positive and negative, of railway verges, in order to propose more precise technical design and management recommendations.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Land-use changes are important drivers of biodiversity loss (MEA, 2005). Linear infrastructures such as roads and railways play a particular role in this process. These are known to have major negative impacts on species and ecosystem dynamics, modifying landscape structure through artificialization, habitat changes, alteration and fragmentation (Trombulak and Frissell, 2000). They in turn affect community richness, composition and species interactions (Fahrig, 2003). Linear infrastructures can form barriers for

connectivity (Jackson and Fahrig, 2011) and have strong impacts on populations (Fahrig and Rytwinski, 2009). They are also considered as corridors for invasive species (Brown et al., 2006). Linear infrastructures have strongly expanded over large areas associated with human population growth (Watts et al., 2007).

Infrastructure verges have nonetheless been shown to provide refuge or corridors to a large number of taxa (Merriam and Lanoue, 1990; Hodkinson and Thompson, 1997; Penone et al., 2012). They can ensure structural and functional connectivity when they penetrate artificial areas such as dense urban areas or agricultural-intensive landscapes (Tikka et al., 2001; Penone et al., 2012). In addition, they can be substitution habitats for grassland plants and insects (Saarinen et al., 2005; Wehling and Diekmann, 2009), hence contribute to the conservation of indigenous flora (O'Farrell and Milton, 2006) and fauna (Ries et al., 2001).

* Corresponding author at: Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7204, 55 Rue Buffon, 75005 Paris, France. Tel.: +33 6 80 05 89 32.
E-mail address: vandevelde@mnhn.fr (J.-C. Vandevelde).

The role of infrastructure verges as refuges/corridors may depend on their surrounding landscape. In natural habitats, infrastructure verges do not provide relevant habitat to threatened local species (O'Farrell and Milton, 2006), hence can even have negative effects (Brown et al., 2006). By contrast, in human-dominated areas such as intensive agricultural landscapes, where non-agricultural habitats are sparse and critical to the conservation of biological diversity and ecological processes (Burel, 1996), infrastructure verges are a relevant habitat, having a positive role in the conservation of biodiversity (Le Viol et al., 2008, 2012). Recently, the European Union's environmental policy has promoted this idea by considering such linear elements as potentially relevant pieces of a *Pan-European Ecological Network* (Council of Europe, 2000).

Among studies examining the effects of linear infrastructure verges, very few focused on railway verges, the majority concerning roadside verges (Forman et al., 2003). Indeed, compared to roadside verges, railway verges are less important when considering their total length. Nevertheless, railway verges have at least two peculiarities worth considering compared to roadside verges. Their potential impact on biodiversity may be significant in human-dominated areas such as intensive agricultural landscape due to their greater width margins. In addition, with regards to management, railway lines of most countries are managed by one unique manager, allowing to reach large effects of realistic biodiversity friendly management (see Section 4).

As species group which might be especially sensitive to the presence of railway verges are bats.

Studies have shown that bat activity and species richness decrease when approaching a motorway (Berthoussens and Altringham, 2012). Some studies stressed particular negative effects, such as road casualties (Lesinski et al., 2010). Other studies found that a road formed a strong barrier to the movements of bats within the landscape (Bach et al., 2004; Kerth and Melber, 2009; Abbott et al., 2012).

Yet very few studies have focused on the potential positive effects of linear infrastructures such as railway verges while we know that some bat species fly along such features when commuting from roosts to foraging areas because these linear elements could constitute commuting paths away from predators and wind (Limpens and Kapteyn, 1991). In addition some species forage regularly along linear elements (Verboom and Huitema, 1997). Indeed, foraging activity is facilitated close to these features because of greater abundance of some preys (Verboom and Spoelstra, 1999).

These contrasting behaviours among species may be linked to their specific foraging ecology (Kerth and Melber, 2009). Currently, the impacts of roads and moreover railways on bats are barely known, despite the wealth of grey literature and management/mitigation guidelines on this taxa relating to linear infrastructures in Europe (Limpens et al., 2005; National Roads Authority, 2006; Highways Agency UK, 2011). Studies have mainly focused on 'natural' linear elements such as hedgerows and forest edges (Morris et al., 2010; Boughey et al., 2011b). A few studies have focused on the role of more artificial elements, such as forest tracks in logged and unlogged forests (Webala et al., 2011). Far fewer studies have been led on how proper roads or railways may affect bat activity other than negatively (Kerth and Melber, 2009; Berthoussens and Altringham, 2012).

We hypothesized that some species, particularly gleaner species generally linked with forest habitat (such as species from the *Myotis* genus) are impacted negatively by railway verges. These species could perceive railway verges as an inadequate habitat and in addition could be impacted by the fragmentation effect of these verges. On the opposite, aerial hawking species that generally forage in more open habitats, such as species of the genus *Pipistrellus*, *Nyctalus* or *Eptesicus*, could benefit from the edge effect of railway

verges, using them as a commuting/foraging habitat. To test this hypothesis, we examined the potential use by bats of railway verges crossing woodland patches within an agricultural matrix as foraging/commuting habitats. We tested whether (i) at a large scale (national level), railways lines were globally an appreciated foraging/commuting habitat for different common bats species, and (ii) at a local scale (landscape level), woodland-railway edges had an effect on bat activity compared to other habitat types like woodland-field edges, woodland habitats and field habitats. At local scale, we also looked for a pre-eminent influence of landscape composition on bat activity over habitat types.

2. Methods

2.1. Study sites

The study was conducted along two recent high-speed railway lines (commissioned in 1994 and 2007) in the east and south-east of the Paris Ile-de-France region, France (Fig. 1). Although densely populated, with 20% of the national population and spreading urbanization, the Paris Ile-de-France region is still predominantly rural, with intensive farming covering 50% of the territory, woods and natural land more than 25%, and urban areas and transport infrastructures covering about 25% (DRIAAF-IAURIF, 2004).

Railway verges studied here vary from 10 m-wide to 20 m-wide and are composed of herbaceous species and shrubs. No vegetation management plan existed for these verges. Clearcutting of trees and mowing were applied on a case-by-case basis, when presenting threats for train security, e.g. risk of tree falling on overhead lines (personal communication from Réseau ferré de France). The railway traffic was quite insignificant during the night: starting from 9:30 pm (earliest hour of activity recording), only one train ran on the first high-speed line and a maximum of five ran on the other, depending on the day.

2.2. Experimental design

We identified ten sites chosen via aerial photographs and field visits in order for them to be the most similar: each site consisted of a portion or railway of 600 m to 2 km long fragmenting a woodland patch within a matrix of farmland. In each site, bat activity was sampled at ten sample points according to four different detector locations, called 'site types' below: 3 points on the sides of and parallel to railway tracks-woodland edges (railway edge); 3 points on the sides of and parallel to crop open field-wood edges (field edge); 2 points in plain woodland (wood); 2 points in open fields (field). Woodland and open field points were at least 100 m from hedgerows or forest edges. Points were further than 100 metres from each other (Fig. 1).

2.3. Bat sampling

We used two distinct sets of data. 'Local-scale' data from railway sites were sampled in summer 2010 following a similar protocol to the one designed for the French Bat Monitoring Programme (FBMP), from which we used 'large-scale' (national) data collected from 2006 to 2011. The protocol consists of a square of 2 km-side randomly chosen (by the Museum) in a radius of 10 km from the observer's home, within which ten points are chosen by the observer with at least five points representative of the habitats of the square, the other being located in 'favourable' places for bats such as river banks and wood edges, etc.

For both local-scale and national data sets, bat calls were detected using a Tranquillity Transect Bat detector (Courtspan Design Ltd., UK) and recorded over 6 min on a Zoom H2 digital

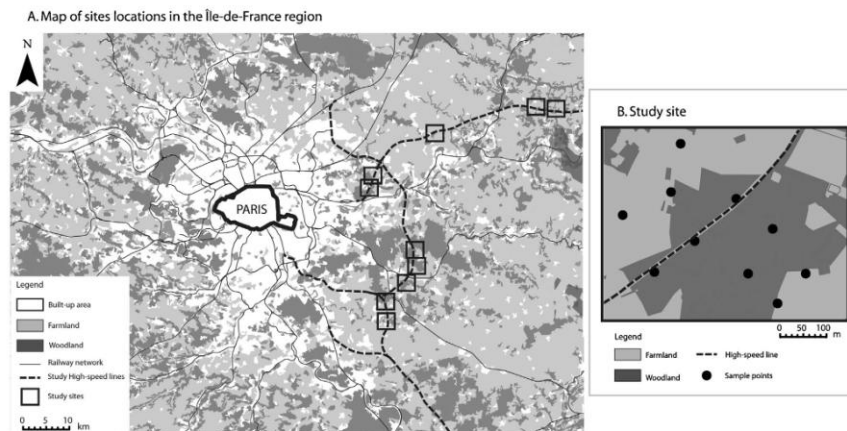


Fig. 1. (A) Map of site locations in the Île-de-France region, showing the ten study sites along two railway lines. (B) Design of one site with the ten sample points classified in four 'site types': 3 along railway edges, 3 along field edges, 2 in open fields and 2 in woodland.

recorder (Samson technologies, USA) at a sampling rate of 96 ks/s from the two possible outputs of the detector: time expansion (t_{exp}) and high frequency (t_{hf}). Each point is monitored twice: once during the period between June 15 and July 31, during which females are expected to give birth and feed their offspring; second, during the period between August 15 and September 31, during which young are flying and individuals are expected to be less dependent on their reproductive roost. The ten points were sampled during the same night. Habitat characteristics were collected in a radius of 100 m around the sampled point, using a detailed habitat classification (Kerbiou et al., 2010). The observers begin their sampling 30 min after dusk, in the same order for each visit (from season to season, and from year to year). Observers sampled bats only when weather conditions were favourable (no rain, temperature higher than 12 °C and wind speed less than 5 m/s).

Species calls were identified using Syrinx software version 2.6 (Burt, 2006) for spectrogram analyses. For the local scale data, identifications were made by authors. For the national data, identifications were made by voluntary observers and then validated by Museum's scientists. The majority of volunteers involved in the bat monitoring had participated in training courses organized since 2006, allowing high homogeneity in the identification criteria. For more details on methods (sampling design, bat calls identification, see Appendix S1).

2.4. Statistical analysis

2.4.1. Large scale analysis

In a first assessment of the importance of railway verges as foraging/commuting habitats for bats, we compared 36 sample points realized within railway verges (26 located within railway verges crossing woodland plus 10 within railway verges crossing various habitats) with points in common habitats present in France taken from the FBMP database. Four hundred and eighty-five points were extracted from 10 different habitats, all situated in the Atlantic biogeographical region: arable land (AL, $n = 48$), scrubs and heathland (SH, $n = 10$), standing water (SW, $n = 36$), coniferous forest (CF, $n = 19$), broad-leaved forest (BF, $n = 84$), discontinuous artificial

surfaces (DA, $n = 24$); continuous artificial surfaces (CA, $n = 244$); marsh (M, $n = 10$); pasture and grassland (PG, $n = 24$); and river (R, $n = 21$). We conducted compositional analysis (Pearson's Chi-squared test) for the 5 most common taxa of our data set: Common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*), Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*), Lesser noctule (*Nyctalus leisleri*), Common noctule (*Nyctalus noctula*) and the myotis group (*Myotis* spp.). Given that recordings of the FBMP are done on a time-expanded format, we used the time expansion (t_{exp}) outputs of the detector for comparison with the FBMP data.

We assessed potential differences in bat activity among habitats using Generalized Additive Mixed Models (GAMM; Wood, 2006, R package mgcv) with a Poisson error distribution. GAMM are able to handle nonlinear relationships between the response and some predictive variables such as *days in season*, a variable expected to respond non-linearly. According to the hierarchical structure of our sampling design (same sites were sampled year to year), we treated the *site* variable as a random effect, while the other explanatory variables (*days in season*, *hours of sampling*, *temperature*, *years*, *habitats* and *quadratic effect of hours and temperature*) as fixed effects (Zuur, 2009). In addition, we hypothesized that close bat call recording plots are more likely to have a similar bat population density due to similar climatic conditions or large-scale landscape compositions. Thus, all models incorporated the spatial correlation structure through the equation $x + y + x^2 + y^2$, where x and y were the geographical coordinates of recording plots (following the approach of Doxa et al., 2010).

2.4.2. Local scale analysis

For the local scale analysis, we used high frequency (t_{hf}) outputs, which allow more accurate information on bat activity, because it considers the duration of bat call passes. With the aim of assessing at a site scale the effect of railway verges on bat activity, we used 89 sample points from the 10 sites classified in four site types: 26 'railway edge' points, 27 'field edge', 17 'wood' points and 19 'field' points.

In addition to this qualitative approach, we assessed the influence of local habitat on bat activity through land cover, comparing

Table 1

Model selection for local scale analysis, including habitat variables and characteristics of sampling conditions: intensive arable land (*arable*), railway lines (*railway*), discontinuous rural fabric (*rural*), broad-leaved woodland (*woodland*), poplar culture (*poplar*), temperature (*temp*) and hour (*hour*). (²) indicates a quadratic effect.

Species	Habitat variables Selected model	Family	Site type variable Selected model	Family
Reproduction period				
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Ab ~ railway	Negative binomial	Ab ~ type	Negative binomial
<i>Nyctalus</i> spp.	Ab ~ railway + arable + rural + hours ²	Negative binomial	Ab ~ type	Negative binomial
<i>Myotis</i> spp.	Ab ~ railway + rural	Zero inflated with negative binomial	Ab ~ type + hour + temp	Zero inflated with negative binomial
Post-reproductive period				
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Ab ~ railway	Negative binomial	Ab ~ type	Negative binomial
<i>Nyctalus</i> spp.	Ab ~ railway + woodland + poplar + rural + hour + temp	Negative binomial	Ab ~ type + temp	Zero inflated with negative binomial
<i>Myotis</i> spp.	Ab ~ railway + woodland + arable + poplar + rural + hour + temp	Zero inflated with negative binomial	Ab ~ type	Zero inflated with negative binomial

railway cover with other types of habitat covers. We built circular 200-metre radius buffers around each sample point using GIS (ARCGIS 9.3/ESRI). For each buffer, we calculated the surfaces of the different habitat cover types using a regional, detailed and geo-referenced land use database of landscape features, with a resolution of 25 m (IAURIF, 2003). Following a correlation test among habitat covers using Spearman's rho, we retained five major non-correlated habitat covers ($|\rho| < 0.5$; Freckleton, 2002): intensive arable land (*arable*); railway lines (*railway*); discontinuous rural fabric (*rural*); broad-leaved woodland (*woodland*); and poplar culture (*poplar*). However, as expected, independence tests between quantitative and qualitative habitat variables using Kruskal–Wallis tests underlined obvious correlations. We thus ran separate modelling. At a local scale, with a restricted data set, we paid special attention to potential zero inflation and overdispersion problems in our data, applying different modelling (Poisson, negative binomial, truncated Poisson or truncated negative binomial; R package pscl, Zuur et al., 2009). The best models were selected using both AIC value and a residuals pattern (Zuur et al., 2009) (Table 1).

3. Results

3.1. Large-scale

The 485 localities of the FBMP allowed to collect 8544 contacts for 5 bat taxa (*Myotis* spp., *N. leisleri*, *N. noctula*, *P. kuhlii* and *P. pipistrellus*, see Appendix S2), which represent about 524,000 bat calls.

3.1.1. Compositional analysis

Compositional analysis indicates significant differences between railway verges and the other main habitats ($\chi^2 = 52.290$, $df = 4$, $P < 0.001$). Residuals indicate proportionally less *Myotis* spp., *N. leisleri*, *N. noctula*, *P. kuhlii* and more *P. pipistrellus* in railway verges than in the other main habitats (see Appendix S2).

3.1.2. Variation of bat activity between railway verges and other habitats

As expected, bat activity varied among habitats and between species (Fig. 2). For *P. pipistrellus*, activity was significantly greater in standing water and rivers than in railway verges, while activity in railway verges was significantly greater than in the 7 other habitats (Fig. 2A). For *P. kuhlii*, activity was significantly greater in 6 of

the 10 habitats tested and in none of them was lower than in railway verges (Fig. 2B). Few differences were detected in activity of *N. leisleri* between railway verges and other habitats: differences were greater in discontinuous artificial surfaces than in railway verges and lower in continuous artificial surfaces (Fig. 2C). For *N. noctula* activity is low in railway verges. Few differences in activity between railway verges and other habitats were detected, but activity was greater in aquatic habitats (Fig. 2D). For the *Myotis* spp. group, among the 10 habitats tested, 4 had greater activity than in railway verges (pasture and grassland, marsh, standing water, river), and for the 6 other we were not able to detect any significant difference (Fig. 2E).

3.2. Local scale

89 points were sampled on railway verges and around and allowed us to collect 33,986 bat calls (see Appendix S2).

Species diversity is as follows: *P. pipistrellus* (82.8%), *N. leisleri* (6.7%), *N. noctula* (2.7%), *Myotis natterii* (2.4%), *P. kuhlii* (1.6%), *Myotis mystacinus* (1.0%), *Eptesicus serotinus* (0.9%), *Myotis daubentonii* 0.6%, *Plecotus* spp. (0.2%) and bat spp. (<0.01%).

It was not possible to properly analyze species with a too low occurrence, thus we restricted our analysis of variations in activity to the following taxa: *P. pipistrellus*, *Nyctalus* spp. and *Myotis* spp. These last two groupings are justified by their convergent foraging biology: *N. leisleri* and *N. noctula* are aerial hawking bats, whereas *M. natterii*, *M. mystacinus* and *M. daubentonii* are mainly gleaner bats (Dietz et al., 2007).

At site scale, bat activity on railway edges was quite similar to that in neighbouring site types (field edge, wood, field). Only 3 differences were detected. During the reproductive period, activity was significantly greater along field edges than in railways verges for *Myotis* spp. During the post-reproductive period, the activity of the *Nyctalus* spp. group was greater in railway verges than in woods and, for the *Myotis* spp. group, activity was greater along railway edges than in fields (Table 2, right).

In terms of influence of 'local habitat' areas on bat activity (Table 2, left), we detected a significant negative effect of railways areas on the activity of *Myotis* spp., regardless of the season considered, and a positive effect of this habitat on *Nyctalus* spp. during the post-reproductive period.

Besides the specific effects of railways areas, we also detected significant effects of other habitats: arable land influences also,

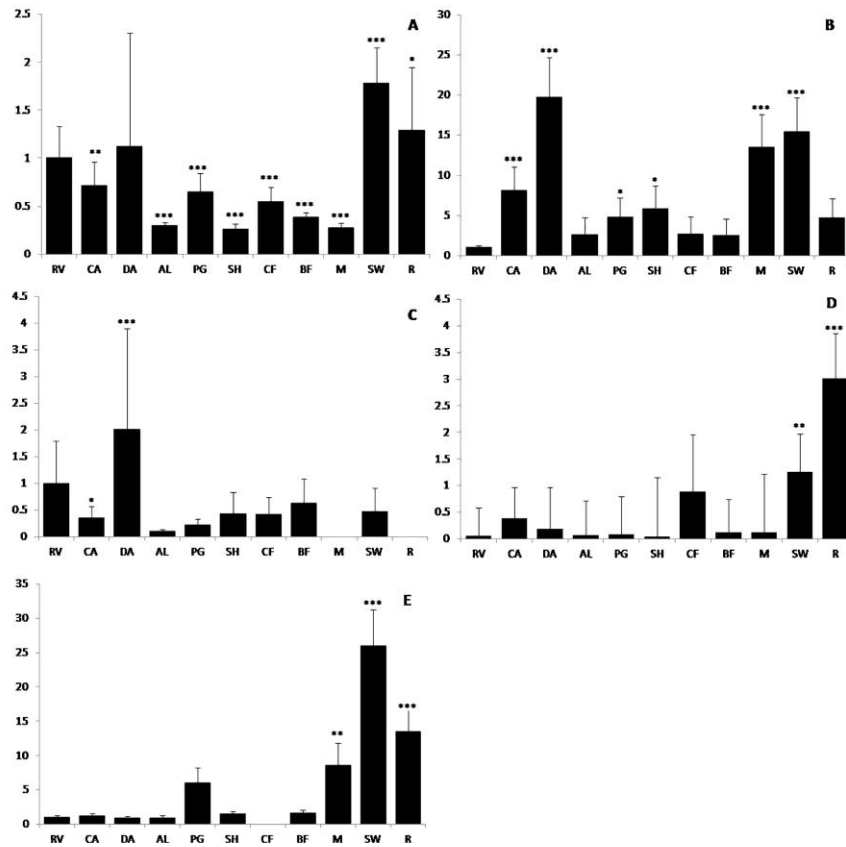


Fig. 2. Relative importance of bat activity (A, *Pipistrellus pipistrellus*; B, *Pipistrellus kuhlii*; C, *Nyctalus leisleri*; D, *Nyctalus noctula*; E, *Myotis* spp.) in railway verges (RV) compared to the main habitats present in France: continuous artificial surfaces (CA); discontinuous artificial surfaces (DA), arable land (AL), pasture and grassland (PG), scrubs and heathland (SH), coniferous forest (CF), broad-leaved forest (BF), marsh (M), standing water (SW) and river (R). With the aim of allowing simple comparisons, bat activity is arbitrarily fixed to 1 for railway verges. Significant differences of bat activity between railway verges and other habitats are indicated with an asterisk. *** indicates a p -value $p < 0.001$; ** indicates a p -value between 0.001 and 0.01; * indicates a p -value between 0.01 and 0.05.

negatively, *Myotis* spp. activity during the post-reproductive period, while *Nyctalus* spp. appears to be influenced positively by arable land during the reproduction period. Woodland influences positively both *Myotis* spp. and *Nyctalus* spp. in the post-reproductive period. On the contrary, rural fabric areas influence negatively *Myotis* spp. in both reproductive and post-reproductive periods, while it influences *Nyctalus* spp. negatively in the reproductive period but positively in the post-reproductive period. Finally, poplar culture influences negatively *Nyctalus* spp. and positively *Myotis* spp. during the post-reproductive period.

4. Discussion

Surprisingly, our results suggest that, in altered landscapes such as intensive agro-systems, artificial structures such as railway verges may contribute to sheltering a similar abundance of common bats as the main other habitats present in these landscapes. After commenting on these results below, we wish to discuss their consequences, in particular the value of adopting biodiversity-friendly management measures for these verges, which could promote biodiversity in such landscapes.

Table 2
Influence of habitat area and site type on bat activity. As habitat area is a continuous variable, given estimates are the slope of the relation between species abundance and habitat area adjusted to co-variable selected (see Table 1), and thus p-value informs on the significance of the slope, whereas for site type (categorical variable), the given estimate is the average estimate abundance for each site type considered adjusted to co-variable selected (see Table 1); and thus p-value informs on the significance of the test between foraging abundance in railway edge vs other site types (field edge, wood and field). (**) indicates a p-value < 0.001; (*) indicates a p-value between 0.001 and 0.01; (°) indicates a p-value between 0.01 and 0.05; ns: variable not selected for model selection.

Species	Habitat area				Site type			
	Railway	Arable	Woodland	Rural	Poplar	Railway edge	Field edge	Wood
Reproduction period								
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-0.27 ± 0.15	ns	ns	ns	ns	4.80 ± 0.49	5.87 ± 0.69	5.20 ± 0.78
<i>Nyctalus ssp.</i>	-0.06 ± 0.14	1.04 ± 0.29**	ns	-0.64 ± 0.29*	ns	2.09 ± 0.06	2.28 ± 1.37	3.82 ± 0.75
<i>Myotis ssp.</i>	-0.34 ± 0.14*	ns	ns	-0.31 ± 0.18	ns	3.44 ± 0.43	4.67 ± 0.52*	3.82 ± 0.68
Post-reproductive period								
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-0.06 ± 0.14	ns	0.09 ± 0.02**	0.05 ± 0.01**	ns	4.93 ± 0.49	5.11 ± 0.68	4.56 ± 0.76
<i>Nyctalus ssp.</i>	0.05 ± 0.01***	ns	2.00 ± 0.74**	-1.76 ± 0.59**	-0.27 ± 0.02***	3.92 ± 0.50	4.76 ± 0.61	1.74 ± 0.97**
<i>Myotis ssp.</i>	-0.63 ± 0.25*	-1.35 ± 0.36***	ns	-1.49 ± 0.39***	1.49 ± 0.39***	4.00 ± 0.49	3.85 ± 0.84	3.57 ± 0.69
								4.50 ± 0.81
								0.10 ± 0.96**

4.1. Variation of activity across habitats

At large scale, we found that activity of common bats in railway verges was of the same order of magnitude as in other habitats, except for aquatic habitats which are known as key habitats for numerous European bats species (Russo and Jones, 2003; Nicholls and Racey, 2006). Furthermore, we found that activity was even greater in railway verges than in some other habitats for two aerial species: *N. leisleri* and *P. pipistrellus*. For *P. pipistrellus*, a very generalist species (Russ and Montgomery, 2002), activity in railway verges was greater than in 7 other habitats (Fig. 2). Overall, bat activity among railway verges was not inferior to the activity in highly modified habitats such as continuous artificial surfaces, discontinuous artificial surfaces and arable land, this for 4 of the 5 taxas studied (Fig. 2).

Furthermore, activity was even greater in railway verges than in some other habitats for *P. pipistrellus* and for *N. leisleri*.

At local scale, we found a negative effect of railway areas on the *Myotis* spp. for the two sample periods and a positive effect on *Nyctalus* spp. for the post-reproductive period (Table 2). When focusing the analysis on the site type, we detected few obvious significant differences in bat activity between the edges of railways and the three other site types (field edges, plain field and plain wood). The significant difference for *Nyctalus* spp. during the post-reproductive period (lower activity in woods than on railway edges, Table 2) may seem contradictory with the positive effect of surrounding areas of wood for *Nyctalus* spp. at the same period. The foraging ecology of these aerial hawking bats could explain these results, *Nyctalus* spp. being a species that forages mainly in forest edges. They could be less present in the heart of woodland, while the amount of woodland habitat in the landscape would have a positive effect. It must be noted that except for the *Myotis* spp. group in the reproductive period, we detected no difference between the edges of railways and those of fields. This result seems to indicate a similar functioning role for railway edges on bats than for other linear edges, particularly on common aerial hawking bats (Verboom and Huijtema, 1997).

Our results show that the presence of railway verges does not influence significantly the foraging/commuting activity of common bats, except for species like those from the *Myotis* group, a group including mostly gleaner species, less generalist species (Dietz et al., 2007) and some threatened species (Temple and Terry, 2007).

In several cases (for *P. pipistrellus* and *N. leisleri* at global scale and for *Nyctalus* spp. at local scale), railway verges even seem to be a significant habitat in intensive agricultural landscape where semi-natural elements, in particular linear elements like hedgerows, tend to disappear.

Railways, along with other artificial linear infrastructures, may thus contribute to maintaining common bat populations in such landscapes.

4.2. Interest for biodiversity-friendly management of railway verges

In a context of rapid biodiversity decline, our results suggest that railway verges should be considered by managers and engineers not only as a side aspect of the railroad, but also as elements having a potential role in maintaining biodiversity, especially in human-dominated landscapes.

In order to contribute to the maintenance of biodiversity, the management of these verges is crucial, as shown by previous studies (Noordijk et al., 2010). However, considering bats might be difficult, as many management criteria are already taken into account: enhancing visibility; minimizing security risks for

vehicles; maintaining the stability of the railroad; provide an aesthetically pleasing view for passengers.

As a consequence, the following management rules should be considered: (1) during the construction phase, plants favourable to bats and other biodiversity communities should be included in the revegetation process, (2) the relationship between the network of these linear features and the overall landscape connectivity should be considered (Karim and Mallik, 2008; Boughey et al., 2011a), (3) finally, during the exploitation phase of the railroad, management decisions could take bats into account through a move from clearcutting to more extensive management (e.g. selected cutting and late-mowing), enabling the maintenance of some linear structures and allowing the reproduction of many insect species that constitute the bats' preys (Verboom and Huitema, 1997).

These management propositions must nevertheless be adapted to each environmental context. Indeed, in human-dominated landscapes (i.e. highly intensive agriculture areas or urban areas) this strategy could be successful as it could favour mostly bat species considered as common and generalist in terms of foraging habitat due to their foraging ecology. Indeed, these species have been shown to be less sensitive to the negative impact of artificial linear infrastructure, such as the barrier effect and the risk of collision (Kerth and Melber, 2009). However, the strategy of rendering railway verges attractive for bats would be less relevant in a more natural landscape, where the species association is composed of more specialist species linked to woodland and of gleaner-type. Indeed, studies have shown that these species have stronger reactions to linear infrastructure, and a similar phenomenon has also been observed for rainforest bird species (Kerth and Melber, 2009). In the case of railways, the negative impacts on gleaner bats would be somehow less important than in the case of highways and roads due to the very weak train traffic (at least in France) at night during bat activity. This strategy would also be irrelevant in the case of heavy train traffic at night. Nevertheless, apart from some dense urban areas, this is far from being the case for most of European countries' railway networks.

In this study, we showed that railway verges in human-dominated landscapes could play a role in the foraging/commuting activity of aerial hawking bats. Nevertheless, we stressed that further studies are needed to better assess the roles, both positive and negative, of railway verges. In particular, it now appears necessary to have more information, using trajectory studies, on the tri-dimensional spatial use of artificial linear infrastructures such as roads and railways, in order to better understand the potential role of barrier of these infrastructures.

Acknowledgments

We are grateful to Réseau ferré de France and SNCF for providing access to railway verges. We thank C. Bonnard for assistance in the field and E. McOmish for her English editing advice. Funding was provided by Réseau ferré de France and we certify that this company was not involved in the collection, analysis and interpretation of data.

We greatly thank the 300 voluntary observers who took part in the French Bat Monitoring Programme, a large-scale survey which relies entirely on them and through which the achievement of this paper has been made possible.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.025>.

References

- Abbott, I.M., Butler, F., Harrison, S., 2012. When flyways meet highways – the relative permeability of different motorway crossing sites to functionally diverse bat species. *Landscape Urban Planning* 106, 293–302.
- Bach, L., Burkhardt, P., Limpens, H.J.G.A., 2004. Tunnels as a possibility to connect bat habitats. *Mammalia* 68, 411–420.
- Berthoussen, A., Altringham, J., 2012. The effect of a major road on bat activity and diversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 82–89.
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A., Dolman, P.M., 2011a. Improving the biodiversity benefits of hedgerows: how physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biol. Conserv.* 144, 1790–1798.
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A., Dolman, P.M., 2011b. Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biol. Conserv.* 144, 2300–2310.
- Brown, G.P., Phillips, B.L., Webb, J.K., Shine, R., 2006. Toad on the road: use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Rhino marina*) at an invasion front in tropical Australia. *Biol. Conserv.* 133, 88–94.
- Burel, F., 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Crit. Rev. Plant Sci.* 15, 169–190.
- Burt, J., 2006. Syrinx: A Software for Real Time Spectrographic Recording, Analysis and Playback of Sound. <http://www.syrinxpc.com>
- Council of Europe, 2000. General Guidelines for the Development of the Pan-European Ecological Network. *Nature and Environment Series* 107.
- Dierz, C., Von Helversen, O., Nill, D., 2007. *Handbuch der Fledermäuse Europas*. Franckh-Kosmos-Naturführer Verlags, Stuttgart.
- Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *J. Appl. Ecol.* 47, 1348–1356.
- DRIAAF-IURIF, 2004. Regional Direction for Food, Agriculture and Forest, Rural Atlas of the Ile de France Region. <http://driaaf-ile-de-france.agriculture.gouv.fr/L-ile-de-France-rurale-agricole-et>
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34, 487–515.
- Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.* 14, 21.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J., Cleaveland, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., Winter, T., 2003. *Road ecology, science and solutions*. Island Press, Washington, DC.
- Freckleton, R.P., 2002. On the misuse of residuals in ecology: regression of residuals vs. multiple regression. *J. Anim. Ecol.* 71, 542–545.
- Highways Agency UK, 2011. A review of Bat Mitigation in Relation to Highway Severance. Highways Agency UK, London, England.
- Hodkinson, D.J., Thompson, K., 1997. Plant dispersal: the role of man. *J. Appl. Ecol.* 34, 1484–1496.
- IURIF, 2003. Institute for Planning and Development of the Paris Ile-de-France Region. <http://www.iurif.org>
- Jackson, N.D., Fahrig, L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biol. Conserv.* 144, 3143–3148.
- Karim, M.N., Mallik, A.U., 2008. Roadside revegetation by native plants: 1 Road-side microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecol. Eng.* 32, 222–237.
- Kerbioui, C., Bas, Y., Dufrene, L., Robert, A., Julien, J.F., 2010. Long term trends monitoring of bats, from biodiversity indicator production to species specialization assessment. In: Society for Conservation Biology. 24th Annual Meeting, 3–7 July, 2010. Edmonton, Alberta, Canada <http://www.conbio.org/images/content/conferences/2010Abstracts.pdf>
- Kerth, G., Melber, M., 2009. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biol. Conserv.* 142, 270–279.
- Lesinski, G., Sikora, A., Olszewski, A., 2010. Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *Eur. J. Wildl. Res.* 57, 217–223.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbioui, C., De Redon, L., Camino, N., Machon, N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biol. Conserv.* 141, 1581–1590.
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R., Kerbioui, C., 2012. More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecol. Eng.* 47, 146–154.
- Limpens, H.J.G.A., Kapteyn, K., 1991. Bats their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* 29, 39–48.
- Limpens, H.J.G.A., Twisk, P., Veenbass, G., 2005. *Bats and Road Construction*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Delft, Arnhem, Netherlands, pp. 24.
- Merriam, G., Lanoue, A., 1990. Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecol.* 4, 123–131.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-being*. Island Press, Washington, DC.
- Morris, A.D., Miller, D.A., Kalcounis-Rueppell, M.C., 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *J. Wildl. Manage.* 74, 26–34.
- National Roads Authority, 2006. Best Practice Guidelines for the Conservation of Bats in the Planning of National Road Schemes. National Roads Authority, Dublin, Ireland.
- Nicholls, B., Racey, P.A., 2006. Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species. *Ecography* 29, 697–708.

- Noordijk, J., Schaffers, A.P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman, M., Šýkora, K.V., 2010. Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecol. Eng.* 36, 740–750.
- O'Farrell, P.J., Milton, S.J., 2006. Road verge and rangeland plant communities in the southern Karoo: exploring what influences diversity, dominance and cover. *Biodivers. Conserv.* 15, 921–938.
- Penone, C., Machon, N., Julliard, R., Le Viol, I., 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biol. Conserv.* 148, 26–33.
- Ries, L., Debinski, D.M., Wieland, M.L., 2001. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* 15, 401–411.
- Russ, J.M., Montgomery, W.L., 2002. Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 108, 49–58.
- Russo, D., Jones, G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26, 197–209.
- Saarninen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S., 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123, 403–412.
- Temple, H.J., Terry, A., 2007. The Status and Distribution of European Mammals Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities, viii + 48pp www.ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_mammals.pdf
- Tikka, P.M., Hogmander, H., Koski, P.S., 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecol.* 16, 659–666.
- Trombulak, S.C., Frisell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14, 18–30.
- Verboom, B., Huijtema, H., 1997. The importance of linear landscape elements for the Pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecol.* 12, 117–125.
- Verboom, B., Spoelstra, K., 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree-lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. *Can. J. Zool.* 77, 1393–1401.
- Watts, R.D., Compton, R.W., McCammon, J.H., Rich, C.L., Wright, S.W., Owens, T., Ouren, D.S., 2007. Roadless space of the conterminous United States. *Science* 316, 736–738.
- Webala, P.W., Craig, M.D., Law, B.S., Armstrong, K.N., Wayne, A.F., Bradley, J.S., 2011. Bat habitat use in logged jarrah eucalypt forests of south-western Australia. *J. Appl. Ecol.* 48, 398–406.
- Wehling, S., Diekmann, M., 2009. Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 142, 2522–2530.
- Wood, S.N., 2006. Generalized Additive Models: An Introduction. R. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton, FL.
- Zuur, A.F., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer.

Jean-Christophe VANDEVELDE

Les instruments d'évaluation des impacts sur la biodiversité : entre aménagement du territoire et conservation □ le cas des grands projets ferroviaires

Résumé :

L'apport majeur de la thèse est de montrer que la place grandissante de la biodiversité dans les politiques d'aménagement du territoire tient beaucoup au rôle joué par les instruments d'évaluation des impacts, qu'on regroupe sous le terme d'évaluation environnementale. En considérant ces instruments (études d'impact, mécanismes de compensation, processus participatifs associés) comme des « coproductions », c'est-à-dire des instruments mélangeant des éléments de science et de décisions politiques, nous avons montré qu'ils avaient des effets propres qui ont largement influencé les politiques d'aménagement et la manière dont les acteurs de l'aménagement se représentent la biodiversité.

L'étude des instruments de l'évaluation environnementale, selon une démarche socio-historique d'une part et au travers de l'étude d'une série de grands projets ferroviaires d'autre part, nous a permis de montrer l'existence de plusieurs « régimes » caractéristiques de l'évaluation environnementale, qui mobilisent différents outils et différentes représentations de la biodiversité, et que nous avons identifié comme « pionnier », « institutionnalisé » et « utilitariste ».

L'étude de la biodiversité dans la société peut être appréhendée non seulement au travers des conventions, lois, et conflits d'acteurs qu'elle génère mais aussi par les instruments concrets mis en place pour la prendre en compte, ces instruments étant à la fois des révélateurs des représentations de la biodiversité à un moment donné et des vecteurs de changement de ces représentations.

Mots-clé : Biodiversité, évaluation environnementale, instruments, compensations, aménagement.

Instruments for assessing impacts on biodiversity: between territorial planning and conservation □ the case of large-scale railway projects

Abstract :

The major contribution of this thesis is to show that the growing role for biodiversity in territorial planning policies is firmly linked to the role played by impact assessment instruments, grouped together under the term 'environmental assessment'. By considering these instruments (impact studies, offset mechanisms, associated participatory processes) as 'co-productions', that is to say as instruments mixing elements of science and political decision-making, we showed that they had their own effects, which have strongly influenced planning policies and the way in which planning actors conceive of biodiversity.

The study of environmental assessment instruments, following on the one hand a socio-historical approach and on the other a series of case studies of large-scale railway projects, allowed us to show the existence of several 'regimes' characteristic of environmental assessment, that mobilise different tools and different representations of biodiversity, and which we have identified as 'pioneering', 'institutionalised' and 'utilitarian'.

The study of biodiversity in society can therefore be approached not only through analysing the conventions, law and conflicts between actors that it generates, but also through considering the concrete instruments implemented in order to take biodiversity into account, these instruments revealing the representations of biodiversity at a moment in time and being the vectors of change in these representations.

Keywords : biodiversity, environmental assessment, instruments, biodiversity offsets, territorial planning.

Laboratoire CEDETE
UFR LLSH
10 Rue de Tours
BP 46527
45065 Orléans cedex 2


**Institut de recherche
pour le développement**



**Muséum
national
d'Histoire
naturelle**


RÉSEAU FERRÉ DE FRANCE

